

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



Avaliação do sucesso de colonização dos meios naturais por espécies não indígenas introduzidas nas marinas de recreio

Inês Fernanda de Almeida Afonso

Mestrado em Ecologia Marinha

Dissertação orientada por:

Doutora Paula Chainho (FCUL – DBA, MARE-UL)

Professor Doutor José Lino Costa (FCUL – DBA, MARE-UL)

Agradecimentos

Em primeiro lugar, gostaria de agradecer a todos os que, de forma directa ou indirecta, estiveram presentes nesta etapa, em particular:

Aos meus orientadores Professor Lino e Paula por terem aceite orientar esta dissertação, por todo o conhecimento, motivação e ajuda indispensáveis para a realização deste trabalho assim como por todas as oportunidades proporcionadas.

À equipa EMEPC, principalmente ao Pedro Moreira, Filipe Henriques, Paulo Frias e Estibaliz Berecibar. Por toda a colaboração, boa disposição, apoio e disponibilidade demonstradas no decorrer deste trabalho.

Ao pessoal do laboratório, ao Pedro, ao Nuno Castro, à Maria João e ao João Paulo... mas em especial à Gilda cuja ajuda foi absolutamente indispensável.

A todos os amigos, que me acompanharam ao longo da vida, e principalmente durante a realização deste trabalho. Aos Unis, em especial à Helena e ao Afonso, por toda a motivação, ajuda e paciência.

Aos meus pais e à minha avó, que sempre fizeram com que tudo fosse possível, que sempre me incentivaram a ultrapassar todos os desafios e que me transmitiram ensinamentos incríveis e sem os quais não tinha sido possível chegar até aqui.

Por último à Tis, pela sua presença constante e fidelidade incondicional.

Resumo

As espécies não indígenas são apontadas, a nível global, como uma das principais causas associadas à perda de biodiversidade. Nas últimas décadas o número de espécies não indígenas tem vindo a aumentar significativamente, associado a um aumento da globalização do comércio internacional, razão pela qual se torna imperativo conhecer e gerir os processos das introduções biológicas. Sendo a navegação um dos principais vetores de introdução destas espécies, as marinas de recreio tornam-se locais prioritários para o seu estudo, uma vez que constituem locais de entrada dos propágulos de potenciais colonizadores.

Este trabalho tem como objetivos principais a caracterização da comunidade de espécies não indígenas presentes nas marinas de recreio do estuário do Tejo e a identificação do risco ecológico de invasão dos sistemas naturais pelas mesmas, através da verificação da ocorrência de dispersão para as áreas adjacentes às marinas de recreio.

A primeira parte do trabalho visou *i)* caracterizar as comunidades biológicas que ocorrem nos substratos fixos existentes nas marinas do estuário do Tejo e *ii)* determinar quais os fatores ambientais que influenciam a distribuição de espécies não indígenas nessas marinas. Para tal, foram realizadas amostragens, por raspagem, de áreas fixas (nos flutuadores), das marinas de Oeiras, Alcântara, Parque das Nações e Vila Franca de Xira, de forma a representar a influência do gradiente estuarino. Com este estudo foi possível verificar que as espécies não indígenas são mais tolerantes a diferentes condições ambientais do que as espécies nativas, uma vez que se identificou uma zonation das comunidades nativas ao longo do gradiente estuarino, que não foi evidente para a comunidade de espécies não indígenas. Apesar de serem menos seletivas e mais tolerantes, a maioria das espécies não indígenas ocorreu ao longo de todo o estuário, mas apenas até à região mesohalina (ausência em Vila Franca de Xira). Foi também registada uma maior incidência de espécies não indígenas em zonas com salinidade mais elevada e com maior proximidade a terminais portuários. Contudo, o facto de não existir uma correlação entre a comunidade exótica com estes fatores sugere que os mesmos não condicionam o seu aparecimento nas marinas – sendo possível inferir que as espécies não indígenas presentes nas marinas parecem ser introduzidas por embarcações de recreio.

A segunda parte do trabalho teve como principal objetivo identificar o risco de dispersão para os sistemas naturais das espécies não indígenas presentes nas marinas de recreio do estuário do Tejo. Para tal, foram realizadas amostragens em zonas intertidais adjacentes às marinas anteriormente amostradas. Este trabalho registou um total de 9 espécies não indígenas com sucesso no processo de dispersão nas áreas adjacentes às marinas de Oeiras, Alcântara e Parque das Nações. É de destacar a maior incidência de espécies não indígenas com estágios larvares planctónicos, que favorecem esta dispersão. Tendo em conta que *i)* os impactos destas espécies sobre as comunidades nativas ainda não são bem conhecidos, que *ii)* são espécies bastante tolerantes e na maioria dos casos competitivamente dominantes face às nativas e que *iii)* a sua erradicação é improvável, a dispersão efetiva destas espécies para além das áreas das marinas deve ser alvo de preocupação e intervenção das autoridades competentes. O presente estudo realça a necessidade de implementação de medidas de mitigação, em particular ações de sensibilização junto dos utilizadores de embarcações de recreio para esta problemática, no sentido de prevenir novas introduções.

Palavras-chave: Invasões biológicas, exóticas, vetores de introdução, dispersão de espécies invasoras, estuário do Tejo, risco ecológico

Summary

Non-indigenous species are globally identified as one of the main causes associated with biodiversity loss. In the last decades, the increasing globalization of international trade as lead to a significant increase in the number of non-indigenous species which is why it becomes imperative to know and manage the processes of biological invasions. Since shipping is one of the main introduction vectors of these species, recreational marinas become priority places for their study, as they are arrival places of potential colonizers.

The main objectives of this work were the characterization of the non-indigenous species community present in the Tagus estuary recreational marinas as well as the identification of the ecological risk of invasion in the natural systems by non-indigenous species, through the spread to the adjacent areas from the recreational marinas.

The first part of the study aimed to i) to identify the distribution patterns of the macroinvertebrates fouling communities in recreational marinas along the Tagus estuarine gradient ii) to assess the relationship between the number of non-indigenous species and local environmental conditions. To do so we assessed four different areas along the Tagus estuary haline gradient: Oeiras (where there is a higher sea water influence), Alcântara, Parque das Nações and Vila Franca de Xira (with a higher fresh water influence). We verified that the non-indigenous species are more tolerant to different environmental conditions than the native species, since the native communities presented a more evident zonation along the estuarine gradient. Despite being less selective and more tolerant, most non-indigenous species occurred throughout the estuary, but only up to the mesohaline region (absence in Vila Franca de Xira). A higher incidence of non-indigenous species in areas with higher salinity and more proximity to cargo terminals was also recorded. However, the fact that there is no correlation between the exotic community and those factors suggests that they do not condition their appearance in the marinas - non-indigenous species present in the marinas appear to be introduced by recreational craft.

The second part of the work had as main objective to evaluate non-indigenous-species dispersal ability.to the adjacent areas from the recreational marinas. To do so we sampled intertidal zones adjacent to the marinas. A total of nine non - indigenous species with success in the dispersal process to the areas adjacent to the Oeiras, Alcântara and Parque das Nações recreational marinas was registred. It is worth noting the higher incidence of non-indigenous species with planktonic larval stages, which favor the dispersal process.

Considering i) the yet unknown impacts of these species on native communities ii) the tolerance of these species and in the majority of the cases their competitive dominance and that iii) their eradication is almost impossible, the spread of these species to the marine areas should be the subject of concern and intervention by the competent authorities. The present study highlights the need to implement mitigation measures, in particular actions to raise awareness among recreational boat users about this problem, in order to prevent new introductions.

Keywords: Biological, exotic invasions, vectors of introduction, dispersion of invasive species, Tagus estuary, ecological risk

Índice

Agradecimentos.....	ii
Resumo.....	iv
Summary	v
Capítulo 1 Introdução Geral	1
1.1 Introdução de espécies não indígenas.....	3
1.2 ENI em Portugal.....	5
1.3. Caracterização da área de estudo.....	6
1.4. Objectivos Gerais	7
Capítulo 2 Distribuição e abundância de ENI nas marinas de recreio do estuário do Tejo	9
Resumo.....	11
2.1 Introdução.....	12
2.2 Materiais e métodos.....	13
2.3 Resultados	17
2.4 Discussão.....	27
2.5 Referências bibliográficas	32
Capítulo 3 Sucesso de colonização das zonas limítrofes às marinas de recreio	35
Resumo.....	37
3.1 Introdução.....	38
3.2 Materiais e métodos.....	39
3.3 Resultados	40
3.4 Discussão.....	45
3.5 Referências bibliográficas	51
Capítulo 4 Considerações Finais	55
Referências Bibliográficas	59
Anexos.....	63

Índice de Figuras

Figura 1.1 - Localização do estuário do Tejo. (Sistema de coordenadas: WGS 84 - <i>World Geodetic System</i> , 1984)	7
Figura 2.1 - Localização das marinas de recreio do estuário do Tejo onde foram realizadas amostragens no presente trabalho (Sistema de coordenadas: WGS 84 - <i>World Geodetic System</i> , 1984).	15
Figura 2.2 - Representação esquemática da distribuição de invertebrados incrustantes não indígenas , de acordo com a percentagem de cobertura (organismos coloniais) nas marinas de recreio amostradas no estuário do Tejo nomeadamente: A – <i>Bugula neritina</i> ; B - <i>Tricellaria inopinata</i> e C- <i>Watersipora subtorquata</i> . (Sistema de coordenadas: WGS 84 - <i>World Geodetic System</i> , 1984).	19
Figura 2.3 - Representação esquemática da distribuição de invertebrados incrustantes não indígenas , de acordo com a abundância (organismos solitários), nas marinas de recreio amostradas no estuário do Tejo nomeadamente: A – <i>Amphibalanus amphitrite</i> ; B - <i>Austrominius modestus</i> ; C - <i>Balanus trigonus</i> ; D – <i>Palaemon macrodactylus</i> ; E - <i>Rhithropanopeus harrisii</i> ; F - <i>Chaetopleura angulata</i> ; G - <i>Magallana gigas</i> ; H - <i>Microcosmus squamiger</i> ; I - <i>Molgula manhattensis</i> ; J - <i>Styela clava</i> e L - <i>Styela plicata</i> (Sistema de coordenadas: WGS 84 - <i>World Geodetic System</i> , 1984).	19
Figura 2.4 - Ordenação da comunidade de invertebrados incrustantes presentes nas marinas de Oeiras, Alcântara, Parque das Nações e Vila Franca de Xira, obtida através de uma análise de coordenadas principais (PCO) realizada com base nos dados de presença ausência. Os vectores representam a afinidade (coeficiente de <i>Pearson</i> < 0,6) das várias espécies com as diferentes amostras	21
Figura 2.5 - Representação esquemática da análise SIMPER para a comunidade de invertebrados incrustantes (dados	22
Figura 2.6 - Ordenação da comunidade de espécies nativas de invertebrados incrustantes presentes nas marinas de Oeiras, de Alcântara, do Parque das Nações e de Vila Franca de Xira, obtida através de uma análise de coordenadas	23
Figura 2.7 - Ordenação da comunidade de ENI de invertebrados incrustante presentes nas marinas de Oeiras, Alcântara e Parque das Nações, obtida através de uma análise de coordenadas principais (PCO). Os vetores representam a correlação (coeficiente de <i>Pearson</i> < 0,6) das variáveis ambientais (dimensão da marina, em número de amarrações, exposição ao hidrodinamismo, exposição solar, tipo de substrato e distância à foz) com os dois primeiros eixos da ordenação.....	24
Figura 3.1 - Número de espécies de invertebrados incrustantes encontradas nas marinas de Oeiras (O), Alcântara (A), Parque das Nações (PN) e Vila Franca de Xira (VFX) e nas zonas limítrofes das mesmas (exterior).	41
Figura 3.2 - Percentagem de sucesso de colonização das diferentes espécies não indígenas de invertebrados incrustantes registadas nas zonas limítrofes às marinas de Oeiras, de Alcântara e do Parque das Nações.....	42
Figura 3.3 - Percentagem de espécies não indígenas pertencentes aos filos Arthropoda, Bryozoa, Chordata e Mollusca nas marinas de Oeiras, de Alcântara e do Parque das Nações e respetivas áreas limítrofes.	43

Figura 3.4 -Ordenação das comunidades de invertebrados incrustantes (presença/ausência) presentes nas marinas de Oeiras, de Alcântara, do Parque das Nações e de Vila Franca de Xira e respectivas zonas limítrofes, através de uma Análise de Coordenadas Principais (PCO). Os vetores representam a correlação (correlação de Pearson $< 0,7$) entre as espécies e os dois primeiros eixos da ordenação.com os eixos da ordenação..... 44

Figura 3.5 - Ordenação da comunidade de espécies não indígenas de invertebrados incrustantes (presença/ausência) presentes nas marinas de Oeiras, de Alcântara e do Parque das Nações e respectivas zonas limítrofes, obtida através de uma análise de coordenadas principais (PCO). Os vetores representam a correlação (correlação de Pearson $< 0,2$ entre as espécies e os dois primeiros eixos da ordenação. 45

Índice de tabelas

Tabela I – Caracterização das comunidades de macroinvertebrados encontradas na marina de Oeiras, Alcântara, Parque das Nações e Vila Franca de Xira.....18

Tabela II – Análise RELATE entre a comunidade geral de macroinvertebrados das marinas de Oeiras, Alcântara e Parque das Nações e as suas componentes ENI e Nativa.25

Tabela III - Caracterização das comunidades de macroinvertebrados exóticos encontradas na marina de Oeiras, Alcântara e Parque das Nações presentes em cabos/boias (amostragem semi-quantitativa em que R – raro; PC- pouco comum; C – comum e MC – muito comum) e flutuadores (amostragem quantitativa – com os valores de abundância absoluta para os organismo solitários e percentagem de cobertura para os organismos coloniais)25

Tabela IV - Espécies exóticas encontradas nas zonas limítrofes às marinas de Oeiras, Alcântara e Parque das Nações bem como no interior das mesmas marinas.....41

Índice de Siglas

ENI	Espécie não indígena
ICES	<i>International Council for the Exploration of the Sea</i>
DQEM	Directiva Quadro Estratégia Marinha
WGS 84	<i>World Geodetic System, 1984</i>
PCO	Ordenação de Coordenadas Principais

Capítulo 1

Introdução Geral

1.1 Introdução de espécies não indígenas

Nas últimas décadas o número de espécies não indígenas (ENI) presentes em estuários e áreas costeiras tem aumentado significativamente. Este facto encontra-se altamente relacionado com a globalização, e constitui uma das maiores ameaças à biodiversidade marinha, podendo originar impactos severos a nível ecológico, económico e social (Bax *et al.*, 2003).

Uma espécie não-indígena, exótica, ou *alien* pode ser definida como uma espécie, subespécie ou *taxa* inferior que ocorre fora da sua área de distribuição natural e que foi introduzida devido a actividades antropogénicas, de forma intencional ou não (Chainho *et al.*, 2015).

O risco associado às ENI é, contudo, variável, visto que nem todas se conseguem estabelecer ou atingir dimensões populacionais que culminem em impactos ecológicos e/ou económicos (Williamson, 1996). De acordo com o seu crescente impacto e capacidade de expansão, podem ser classificadas como ENI: *i*) não estabelecidas, quando não conseguem manter uma população fora do seu habitat natural, e para as quais apenas existem registos pontuais; *ii*) estabelecidas quando conseguem reproduzir-se de forma a manter uma população; *iii*) invasoras, cujas populações apresentam um crescimento exponencial, alargando rapidamente a sua distribuição (Occhipinti Ambrogio & Galil, 2004).

Inúmeros fatores contribuem para determinar a capacidade de colonização de novos habitats pelos organismos, destacando-se o papel das barreiras geográficas, que assumem um papel importante na determinação da composição regional da fauna, promovendo o endemismo (Ricklefs & Schluter, 1993). Apesar dos mecanismos de dispersão natural das espécies também poderem culminar em invasões aquáticas, o papel do ser humano neste processo parece ser dominante, sobretudo nos últimos tempos. Ao longo dos anos, tem vindo a ser registado um aumento da contribuição antropogénica para a alteração dos padrões de dispersão e de invasão das espécies, essencialmente pelas muitas barreiras naturais à dispersão das espécies, como a distância (ou o tempo para a percorrer) ou as correntes marítimas alteradas, aumentando assim o leque de espécies com potencial invasor e o número de regiões onde estas invasões podem ocorrer (Ruiz *et al.*, 1997). Esta contribuição antropogénica, para a redução do isolamento imposto pelas barreiras geográficas, é efectuada através da construção de canais e sistemas de transporte de água, libertação de águas de lastro, pela pesca comercial, utilização de embarcações e artes de pesca em diferentes sistemas aquáticos e libertação de espécies ornamentais e cultivadas (aquacultura). Todos estes fatores culminam num aumento da dispersão de espécies e homogeneização da biodiversidade global (Rahel, 2007, Davis, 2003). Apesar de um número elevado de espécies conseguirem quebrar as barreiras geográficas, muitas das invasões apenas ocorrem após décadas de oportunidade de dispersão do habitat de origem para o recetor (Carlton, 1996). O estabelecimento num determinado local requer, muitas vezes, várias inoculações, sendo que a sua maioria falha, uma vez que o sucesso deste processo está dependente, não só do tamanho do propágulo e condições fisiológicas dos indivíduos, mas também das condições ambientais que encontram no local recetor. O sucesso das ENI é determinado por diversas características, como a grande tolerância ambiental, elevada variabilidade genética, tempo de geração curto, maturidade sexual precoce, elevada capacidade de reprodução, dieta variada, estratégias favoráveis em termos de ciclo de vida (com dispersão de larvas pelágicas ou desenvolvimento direto; capacidade de formar estágios de repouso) (Essink & Dekker, 2002; Streftaris *et al.*, 2005). Além disso, as características ambientais (*e.g.* temperatura, pH, salinidade, níveis de poluição, exposição à ondulação) e bióticas (*e.g.* relações com organismos nativos) dos habitats podem ser importantes para determinar a sua suscetibilidade às invasões biológicas (Bulleri & Airoldi, 2005; Shucksmith & Shelmerdine, 2015).

Para que se tornem invasoras, as ENI têm ainda de conseguir quebrar a barreira de dispersão e alargar a sua distribuição para além do ponto de introdução, o que torna a capacidade de dispersão um factor importante no sucesso de invasão (Ehrlich, 1986 in Silva *et al.*, 2008).

Apesar de a navegação ser apontada como a principal via de introdução de ENI marinhas, através das águas de lastro e incrustações, outras atividades antropogénicas como a aquacultura, pesca (*e.g.* colonização de engenhos de pesca, isco), fugas de aquariofilia/investigações científicas, construção de canais de navegação e detritos flutuantes ou outras estruturas móveis também apresentam um papel crucial na introdução e dispersão deste tipo de espécies em meio marinho (Streftaris *et al.*, 2005; Minchin *et al.*, 2006). No que diz respeito à aquacultura, a introdução pode ser intencional ou não, e compreender tanto as espécies alvo de cultivo, como espécies acompanhantes, de vida livre ou parasitas. No que se refere à navegação, os navios fornecem habitats adequados para o transporte destas espécies, nomeadamente nas águas de lastro, sedimentos acumulados nos tanques de lastro ou agarrados às âncoras, e no casco para incrustações. Contudo, as águas de lastro são apontadas como um dos vetores de introdução mais importantes (Streftaris *et al.*, 2005). Inicialmente, apenas os grandes navios comerciais eram tidos em consideração, no que diz respeito ao estudo das ENI, sendo considerado que a probabilidade de os navios de recreio suportarem grandes acumulações de incrustações era reduzida devido à elevada frequência de limpeza, à relativamente elevada velocidade que atingem e, reduzida permanência num único porto (<30 dias), para aqueles que realizam viagens de longo curso (Carlton & Hodder, 1995). Contudo, é hoje claro que a navegação de recreio apresenta um papel preponderante na propagação das ENI, principalmente a nível local (Johnson & Carlton, 1996; Johnson *et al.*, 2001; Bax *et al.*, 2002). De facto, as pequenas embarcações transportam, incrustadas, diversas comunidades de animais e plantas, incluindo *taxa* móveis (Floerl *et al.*, 2005; Farrapeira *et al.*, 2007; Darbyson *et al.*, 2009; Davidson *et al.*, 2010). As comunidades epibentónicas incrustantes incluem invertebrados marinhos sésseis (tunicados, briozoários, esponjas e cracas) e algumas espécies móveis (caranguejos, anfípodes, isópodes, entre outros) (Lord *et al.*, 2015). Estes autores demonstraram que os padrões de distribuição de ENI a larga escala eram promovidos pela navegação comercial, enquanto a nível local, a navegação de recreio é o principal fenómeno responsável para essa dispersão (Lord *et al.*, 2015). Existem vários exemplos de dispersão secundária propiciada pela navegação recreativa, que incluem a ascídia (*Styela clava* (Herdman, 1881), em ecossistemas marinhos (Floerl & Inglis, 2005; Locke *et al.*, 2007), e o mexilhão-zebra (*Dreissena polymorpha*, Pallas, 1771), em ecossistemas dulçaquícolas (Johnson *et al.*, 2001).

A tendência global para o aumento do turismo e comércio tem sido acompanhada pelo aumento de pequenas embarcações comerciais e privadas, bem como de todas as infraestruturas associadas, resultando num aumento de oportunidade de transferência e estabelecimento de ENI (Carlton, 1996). O maior impacto da navegação a este nível parece dever-se, também, ao incremento do número de navios com rotas internacionais, e do seu tamanho e velocidade, o que contribuiu para o incremento da área de superfície disponível para colonização bem como para a diminuição do tempo de viagem, o que se traduz numa maior probabilidade de sobrevivência dos organismos e consequente aumento das hipóteses de invasão (Carlton, 1996; Levine & D'Antonio, 2003).

A primeira etapa no processo de invasão consiste na incorporação das ENI, de forma intencional ou não, por um vetor – fixação no casco de uma embarcação, captação para os tanques de lastro de um navio, entre outros (Lockwood *et al.*, 2005). Posteriormente, os futuros invasores têm de sobreviver à viagem até ao novo local, que poderá ter condições diferentes das do local de origem. Por exemplo, as ENI incrustantes apresentam algumas adaptações para conseguirem permanecer agarradas às embarcações durante as viagens (Murray *et al.*, 2012). Estes autores, por exemplo, identificaram ainda duas estratégias eficazes em tunicados: os organismos solitários viajam em embarcações mais rápidas tendo comprovado que o ENI *S. clava* apresenta uma capacidade de fixação mais elevada e reduzido coeficiente de arrasto quando comparada com a sua congénere nativa

Styela gibbsii (Stimpson, 1864); os organismos coloniais como o *Botrylloides violaceus* (Oka, 1927) por outro lado, viajam, preferencialmente em embarcações de menor velocidade. A introdução de ENI, inicia-se com a fase de estabelecimento, onde há formação de um “propágulo”, isto é, um número mínimo de indivíduos necessários para estabelecer uma população reprodutiva (Ribera & Boudouresque, 1995). Segue-se uma fase de expansão, onde se regista um crescimento exponencial da população (Williamson, 1996), que pode conduzir a uma elevada densidade populacional, por vezes seguida de um declínio (Parker *et al.*, 1999).

As ENI são atualmente consideradas, a nível global, como uma das maiores ameaças para a biodiversidade. Este facto deve-se, não só aos impactos, muitas vezes irreversíveis, que causam ao nível da estrutura do habitat, mas também pelas modificações que provocam nos ciclos dos nutrientes e na estrutura das teias alimentares (Vandekerkhove *et al.*, 2013). As ENI podem também contribuir para a diminuição, tanto em número como em abundância das comunidades nativas, visto que são, muitas vezes, competitivamente dominantes e mais tolerantes a variações das condições ambientais, o que lhes confere uma vantagem clara em ambientes dinâmicos ou perturbados (Dukes & Mooney 1999). As ENI podem também afetar os ecossistemas aquáticos através de predação e introdução de agentes patogénicos. Em termos socioeconómicos, podem ter diversos impactos ao nível das pescas, visto que as espécies introduzidas podem alterar padrões de pesca e acesso a recursos. Por exemplo, os dinoflagelados, transportados nas águas de lastro sob a forma de cistos, estão associados a enormes problemas económicos, ecológicos e de saúde pública provocados pelas “marés vermelhas” que causam no local de introdução (Ruiz *et al.*, 1997). Contudo, apesar da maioria dos estudos se focar nos impactos negativos das ENI, as introduções contribuíram significativamente para a produção em aquacultura (FAO, 1998), e aumento da pesca comercial/desportiva (*stocking*) (Minchin & Rosenthal, 2002). Em Portugal, a amêijoia-japonesa (*Ruditapes philippinarum*, Adams & Reeve, 1850), é um exemplo de uma ENI com elevada importância económica no sector das pescas, com impactos a nível das comunidades das amêijoas nativas, nomeadamente em termos de decréscimo populacional de espécies simpátricas (Carvalho, 2017).

1.2 ENI em Portugal

As primeiras introduções conhecidas de espécies não indígenas em Portugal remontam à época dos Descobrimentos, com a introdução da ostra do Pacífico, *Magallana gigas* (Edwards, 1976). Apesar de Portugal ter sido pioneiro no que concerne a bioinvasões, pouca atenção foi dada localmente a esta temática, até recentemente, existindo apenas alguns estudos pioneiros referentes a avaliações ecológicas de algumas espécies em particular (Cabral & Costa, 1999; Amat & Tempera, 2009; Sousa *et al.*, 2009; Vaz-Pinto *et al.*, 2014). Apenas em 2015 foi feito um primeiro levantamento global e sistemático das ENI registadas para os sistemas costeiros, lagunares e estuarinos de Portugal, incluindo os arquipélagos da Madeira e Açores (Chainho *et al.*, 2015), tendo sido reportadas então 133 ENI.

Foram identificados 12 Filos diferentes, com uma maior representatividade de macroalgas (32%), artrópodes (14%), tunicados (13%), moluscos (11%) e briozoários (9%) não indígenas. De entre os estuários, o Tejo destacou-se, tendo-se revelado como um dos mais invadidos. Relativamente à sua origem, a maioria das ENI, em Portugal continental, revelou ser originária da região do Indo-Pacífico (Chainho *et al.*, 2015).

Segundo o relatório do *Working Group on Introduction and Transfers of Marine Organisms* do *International Council for the Exploration of the Sea (ICES)*, Portugal apresenta atualmente

166 ENI nas suas zonas costeiras e estuarinas, sendo de destacar o aumento em 10 espécies face ao ano anterior (ICES, 2017).

Existem presentemente, diversos instrumentos políticos e regulatórios que versam sobre esta problemática e incidem essencialmente em medidas preventivas através da gestão de vias e vetores de introdução (Chainho *et al.*, 2015). No entanto, no ambiente marinho a gestão de ENI tem-se focado mais na prevenção das invasões iniciais, descurando a dispersão secundária ao longo das costas (Zabin *et al.*, 2014). Contudo, é de destacar o papel que a Directiva-Quadro Estratégia Marinha (DQEM), publicada em 2008, pode desempenhar neste particular, uma vez que requer que todos os Estados Membros da União Europeia atinjam o Bom Estado Ambiental dos ecossistemas marinhos até 2020. Entre os vários descritores alvo de monitorização no âmbito deste instrumento legislativo, encontram-se as ENI, sendo necessário fazer o levantamento das espécies existentes, bem como da sua abundância e principais impactos associados. Portugal ratificou ainda a Convenção Internacional para o Controlo e Gestão das Águas de Lastro e Sedimentos dos Navios, aprovada em 2004, pela Organização Marítima Internacional, e publicada a nível nacional através do Decreto n.º 23/2017 de 31 de Julho.

1.3. Caracterização da área de estudo

O estuário do Tejo (38°40'N, 9°8'W), localizado na costa centro-oeste portuguesa, é um dos maiores da Europa e o maior de Portugal, correspondendo a uma área de aproximadamente 325km² (Figura 1.1). De acordo com a sua geometria e parâmetros morfológicos, o estuário do Tejo pode ser dividido em cinco zonas distintas: *i*) a montante, de Muge a Vila Franca de Xira, onde ainda se faz sentir a influência da maré, mas já sem influência salina, exceto em condições especiais; *ii*) entre Vila Franca de Xira até Alcochete/Sacavém, caracterizada por um sistema de mouchões, esteiros e grandes espriados de maré; *iii*) que se estende até ao Cais do Sodré (conhecida como Mar da Palha), apresenta uma maior profundidade comparativamente às zonas anteriores; *iv*) entre o Cais do Sodré e Paço de Arcos, caracterizada pela sua forma de canal e maior profundidade; e *v*) 32 m a jusante a parte terminal do estuário, com elevada influência marinha (Antunes Dias & Marques, 1999; Costa, 1999). É um estuário mesotidal, parcialmente estratificado, onde o efeito da intrusão salina se faz sentir até Vila Franca de Xira, apresentando também baixa profundidade hidráulica (média de 10,6m) (Crespo, 1993 *in* Antunes Dias & Marques, 1999). A estratificação de salinidade é mais homogénea no verão, quando se registam os valores mais elevados deste parâmetro a jusante, na preia-mar e nas camadas mais profundas (Costa, 1999).

No que diz respeito à temperatura, verifica-se uma maior amplitude nas zonas mais a montante do estuário, com valores máximos em Vila Franca de Xira, sendo os gradientes longitudinais mais evidentes nos meses de Verão (Costa, 1999). Apresenta um caudal médio anual de cerca de 400m³/s. Este estuário é particularmente relevante em termos ecológicos e económicos, nomeadamente em termos de pesca, aquacultura, extração de sal, agricultura, indústria, urbanização, navegação, recreio, lazer, investigação científica, educação ambiental, entre outros aspetos (Antunes Dias & Marques, 1999).

Desde muito cedo que o estuário do Tejo foi utilizado como principal forma de entrada na Península Ibérica e como porto de abrigo. Atualmente alberga, na margem norte, oito docas/marinas de recreio: docas de Alcântara, de Santo Amaro, de Belém e do Bom Sucesso, e marinas de Cascais, de Oeiras, do Parque das Nações e de Vila Franca de Xira. E estão também localizadas várias instalações portuárias (terminais de carga contentorizada, fracionada e *roll-on/roll-off* ; terminais

granéis sólidos e líquidos; e, terminais de cruzeiro) importantes para o comércio internacional, funcionando como importante elo de ligação com o Mediterrâneo, Europa, América e África. Por outro lado, a margem Sul caracteriza-se apenas pela presença de diversos terminais especializados nos granéis líquidos e sólidos.

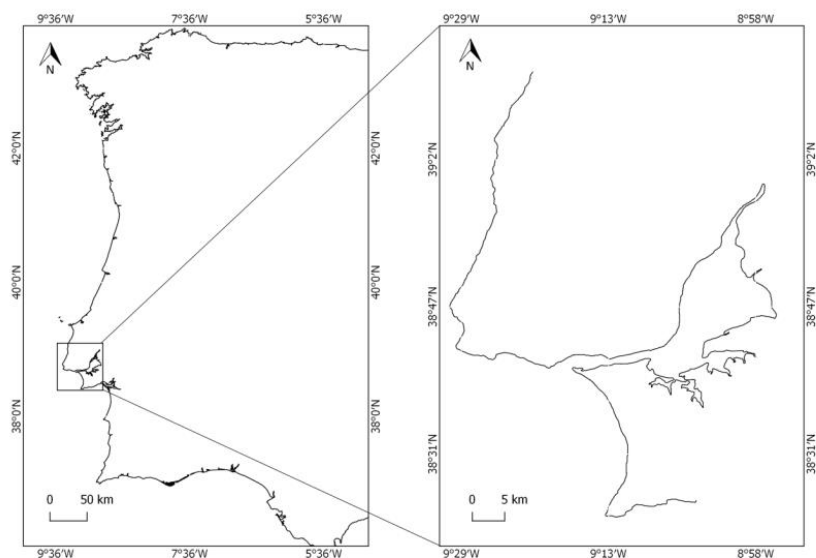


Figura 1.1 - Localização do estuário do Tejo. (Sistema de coordenadas: WGS 84 - *World Geodetic System*, 1984)

1.4. Objectivos Gerais

Tendo em conta que o estuário do Tejo é um local preferencial para a entrada de ENI e que existe uma falta de conhecimento sobre a sua atual distribuição espacial nos ecossistemas estuarino e costeiro adjacentes ao rio Tejo, os principais objetivos deste estudo são:

- Identificar as ENI de invertebrados incrustantes que ocorrem nas marinas recreativas localizadas ao longo do gradiente estuarino do rio Tejo e suas áreas adjacentes;
- Determinar os padrões de distribuição espacial e de abundância das comunidades de invertebrados de substrato duro presentes nas marinas de recreio do estuário do Tejo;
- Identificar os principais fatores ambientais associados ao sucesso de colonização deste tipo de locais pelas ENI de invertebrados incrustantes;
- Avaliar o risco de dispersão das ENI de invertebrados incrustantes dos habitats artificiais providenciados pelas marinas de recreio para o ecossistema adjacente.

Capítulo 2

Distribuição e abundância de ENI nas marinas de recreio do estuário do Tejo

Resumo

A globalização do comércio e a maior ocupação das zonas costeiras, com consequente aumento das infraestruturas costeiras, tem vindo a promover o transporte de ENI e a colonização, por parte destas, de áreas onde as mesmas não ocorriam. As marinas de recreio têm vindo a proliferar ao longo das últimas décadas, fruto da maior ocupação das zonas costeiras/estuarinas, bem como de uma crescente procura ligada à navegação de recreio. Sendo a navegação apontada como um dos principais vetores de introdução de ENI, as marinas caracterizam-se como pontos preferenciais para a entrada destas espécies. Apresentam também condições favoráveis à sua fixação, providenciadas pela vasta gama de superfícies duras disponíveis para colonização. Pelos motivos enunciados, tornam-se locais prioritários para a detecção precoce da chegada de novas espécies não indígenas. O principal objetivo deste estudo foi identificar a influência das condições ambientais distintas nas marinas localizadas ao longo do gradiente salino no estuário do Tejo, para o sucesso de colonização por ENI de invertebrados incrustantes. Para isso, foram efetuadas amostragens em marinas de recreio localizadas ao longo do gradiente estuarino longitudinal do estuário do Tejo, que visaram *i)* a identificação das ENI que ocorrem nas marinas recreativas do estuário do Tejo, *ii)* a determinação dos padrões de abundância e distribuição espacial das comunidades de substrato duro nas marinas recreativas, e *iii)* a identificação dos fatores ambientais associados a esses padrões. Foram realizadas amostragens estratificadas (*i.e.* fatores: como a exposição ao hidrodinamismo, exposição solar e tipo de substrato), através da realização de raspagens nos flutuadores das marinas de recreio de Oeiras, de Alcântara, do Parque das Nações, e de Vila Franca de Xira, para obtenção dos invertebrados incrustantes. Os resultados obtidos mostraram que as marinas de recreio do estuário do Tejo se encontram bastante colonizadas por ENI de invertebrados sésseis, tendo sido registado um total de 14 espécies diferentes. Os dados referentes à abundância de organismos e número de espécies evidenciaram o estabelecimento preferencial destes organismos em zonas com salinidades mais elevadas, nomeadamente Alcântara e Oeiras. Estes resultados vão de encontro ao observado por outros autores, realçando a maior suscetibilidade de zonas com salinidades mais elevadas à colonização por ENI, reforçado pelo facto de na marina com maior influência dulçaquícola (Vila Franca de Xira) não ter sido registada nenhuma destas espécies. Os padrões de distribuição observados para a comunidade de ENI de invertebrados incrustantes foram mais bem explicados pela maior proximidade à foz e a terminais portuários, bem como pela dimensão da marina. Quando comparadas com as espécies nativas, as ENI demonstraram ser bastante tolerantes a diferentes condições ambientais e menos seletivas em termos de habitats, visto que a distribuição das comunidades nativas refletiu de forma mais fiel o gradiente estuarino, apresentando uma zonation mais definida em relação à influência da salinidade.

Palavras-chave: gradiente estuarino, invasões biológicas, tolerância ambiental de ENI, vetores de introdução

2.1 Introdução

O aumento populacional e expansão do turismo costeiro têm-se traduzido no incremento das estruturas artificiais nas regiões costeiras para dar resposta às necessidades económicas, residenciais e recreativas das populações (Bax *et al.*, 2002), tornando a alteração de habitats naturais, intertidais e subtidais cada vez mais conspícua (Chapman & Underwood, 2011). De forma a satisfazer as necessidades recreativas das comunidades costeiras, tem sido registada uma elevada proliferação das marinas de recreio (Minchin *et al.*, 2006). Estas são, normalmente, locais protegidos onde as embarcações de recreio estão mais protegidas da potencial ação destrutiva de exposição a ondas e correntes fortes (Iannuzzi *et al.*, 1996). Segundo Glasby, 1999, estes habitats artificiais apresentam comunidades biológicas distintas das existentes nas zonas limítrofes. Apesar da colonização destes locais, pelas comunidades nativas, características de substratos fixos, não representar um problema ambiental particularmente relevante, ao invés, o seu uso como zona de entrada e fixação por ENI pode aumentar as oportunidades de ocorrerem invasões biológicas nos ecossistemas colonizados (MacArthur & Wilson, 1967 in Bax *et al.*, 2002). Esta tendência de aumento da utilização costeira tem sido acompanhada pela consciencialização crescente, por parte da comunidade científica, para os impactos das ENI e, em particular, do papel das embarcações de recreio na sua introdução e dispersão (Gollasch, 2002; Floerl & Inglis, 2005). As marinas podem ser vistas como “ilhas abrigadas” para os organismos marinhos (Bax *et al.*, 2002). Por isso, podem funcionar como primeiro ponto de entrada das ENI, através de embarcações que as transportam a partir das suas áreas de distribuição natural ou atuar no sentido de proporcionar uma rede de habitats adequados para a dispersão secundária de espécies introduzidas (Ashton *et al.*, 2006). Podem ser identificados vários impactos associados às marinas recreativas. Desde logo, a construção da própria marina, com a necessidade da realização de dragagens e da modificação da linha costeira, com a consequente destruição e alteração de habitats (Iannuzzi *et al.*, 1996). Após a sua construção, a presença das infraestruturas que a compõem (pontões e paredões) contribui para a alteração dos regimes de correntes e de turbidez da zona (Bulleri & Chapman, 2004). Também o seu funcionamento induz perturbações no ambiente, nomeadamente através das atividades náuticas que introduzem poluentes, como hidrocarbonetos, metais e biocidas provenientes das tintas anti-vegetativas, bem como a libertação de resíduos sólidos (lixo), que acabam por se acumular nestes locais, contribuindo para a formação de um ambiente mais hostil dentro da própria marina, mas também nas zonas adjacentes (Chapman *et al.*, 1987; McGee *et al.*, 1995).

A maioria das marinas de recreio atuais consiste em pontões flutuantes que são mantidos no local por colunas verticais. Estas estruturas de betão, madeira e metal fornecem habitats horizontais e verticais, subtidais e intertidais, para organismos sésseis (Minchin *et al.*, 2006). As marinas apresentam normalmente condições adequadas para o estabelecimento e subsequente propagação de organismos incrustantes, fornecendo uma extensa gama de superfícies duras para fixação, incluindo quebra-mares, pontões e estacas (Minchin *et al.*, 2006), funcionando, assim, como importantes pontos de entrada e fixação de ENI (Glasby *et al.*, 2007). De acordo com Essink & Dekker (2002), comunidades com reduzida diversidade biológica, bem como habitats mais perturbados, são mais suscetíveis a invasões, quando comparados com os que apresentam elevada biodiversidade. Assim, os habitats modificados pelo ser humano parecem ser mais facilmente colonizados por ENI (Sandlund *et al.*, 1999). As marinas de recreio e os portos comerciais são, muitas vezes, áreas perturbadas, sujeitas à poluição associada às atividades náuticas e a trocas de maré restritas, *stress* osmótico, devido a alterações da salinidade através de fluxos de água doce, devido às menores profundidades, estão também sujeitas a maiores variações de temperatura do que os habitats subtidais naturais (Bax *et al.*, 2003). Estas pressões ambientais podem causar mortalidades periódicas nos pontões, originando grandes áreas (nichos) de superfície disponível para recolonização

(Lambert & Lambert, 2003). A disponibilidade de espaço tem demonstrado ser um fator primordial para o estabelecimento de ENI (Stachowicz *et al.*, 2002). Assim, os pontões, as estacas e cabos associados, pneus, escadas e boias são locais de fixação preferenciais para os recém-chegados (Lambert & Lambert, 2003; Cohen *et al.*, 2005). A fixação e subsequente desenvolvimento de ENI só são passíveis de ocorrer se existir um nicho ecológico adequado e livre (Williamson, 1996). As comunidades resultantes estão sempre submersas, mas acessíveis em qualquer estado da maré, tornando estes locais ideais para o estudo de ENI. As marinas de recreio são colonizadas sobretudo por organismos sésseis/incrustantes, como tunicados, cracas, hidróides, mexilhões e serpulídeos, que criam habitats biogénicos para outras espécies (Mineur, 2012).

O facto de as marinas serem um ponto preferencial de entrada de ENI e a facilidade de acesso e de amostragem tornam estes locais preferenciais para avaliações rápidas em termos da presença destes organismos. Este tipo de estudos contribui fortemente para o aumento do conhecimento sobre as ENI e a sua distribuição, visto que os mesmos permitem a deteção de novas espécies introduzidas. Arenas *et al.* (2006) registaram pela primeira vez a presença das ascídias *Corella eumyota* (Traustedt, 1882) e *B. violaceus*, bem como a dispersão do briozoário *Bugula neritina* (Linnaeus, 1758) nas marinas da costa sul de Inglaterra. Identificar quais os fatores que contribuem ou inibem o estabelecimento de ENI é crucial para que possam ser elaboradas medidas de gestão adequadas, bem como prever qual o alcance da sua expansão (Bax *et al.*, 2001), sendo, para tal, absolutamente necessário monitorizar os padrões de abundância destas espécies, de forma a conseguir perceber qual a sua distribuição e taxa de dispersão (Allen *et al.*, 2006). De facto, os invertebrados sésseis são organismos comuns em estruturas artificiais e a sua abundância e distribuição nestas estruturas pode oferecer informação importante acerca das suas necessidades, ajudando a prever qual a probabilidade de estabelecimento noutros locais.

Apesar da importância de conhecer o risco ecológico associado a estas espécies, poucos estudos sobre esta problemática têm sido desenvolvidos nas marinas de recreio em Portugal. Canning-Clode *et al.* (2013a) desenvolveram um estudo na marina da Quinta do Lorde (Madeira, Portugal), onde detetaram a presença 16 ENI. Em Portugal, o briozoário *Watersipora subtorquata* (d'Orbigny, 1852) tem sido registado desde 2009, em diferentes marinas recreativas, nomeadamente de Lisboa, Sines e Ponta Delgada (Açores) e na Madeira (Canning-Clode *et al.*, 2013b; Chainho *et al.*, 2015). O cirrípede *Balanus trigonus* (Darwin, 1854) também já detetado nos Açores e Madeira, apresenta uma população estabelecida numa marina do estuário do Sado (Chainho *et al.*, 2015). No entanto, há uma ausência de estudos que permitam perceber quais as comunidades biológicas que colonizam as marinas de recreio, em particular de ENI, e quais as áreas estuarinas mais favoráveis à colonização por ENI, tendo em conta as suas características ambientais.

Assim, os objetivos específicos do presente capítulo do estudo foram:

- Identificar as ENI de invertebrados incrustantes que ocorrem nas marinas recreativas localizadas ao longo do gradiente ambiental do estuário do Tejo;
- Determinar os padrões de distribuição espacial e de abundância das comunidades de invertebrados incrustantes presentes nas marinas do estuário do Tejo, incluindo as ENI;
- Identificar os principais fatores ambientais associados ao maior/menor sucesso de colonização de ENI de invertebrados incrustantes de marinas distintas.

2.2 Materiais e métodos

2.2.1 Área de estudo

A intrusão salina faz-se sentir até Vila Franca de Xira (Crespo, 1993 in Antunes Dias & Marques, 1999). A salinidade e composição sedimentar variam ao longo do estuário, na zona mais a montante, com salinidade zero, encontram-se areias finas. À medida que avança para jusante as areias vasosas vão sendo substituídas por areias finas sendo esta alteração sedimentar acompanhada por um aumento da salinidade (Cabral & Costa, 1999), até ser atingido um máximo de 35 onde estabiliza. O estuário do Tejo apresenta um elevado volume de água ($2200 \times 10^6 \text{ m}^3$) atuando, como um tampão que reduz as variações de salinidade e composição sedimentar (Chainho, 2008).

Foram consideradas para este estudo quatro marinas recreativas: de Oeiras, Alcântara, Parque das Nações e Vila Franca de Xira. A de Oeiras, situa-se a aproximadamente 0,5 milhas a nascente do Farol de S. Julião e com capacidade para 274 embarcações em pontões flutuantes e 100 lugares a seco e que recebeu, pelo sétimo ano consecutivo, Bandeira Azul, como prova da sua qualidade e compromisso ambiental. A de Alcântara, localizada 1 milha a montante da ponte 25 de abril, encontra-se inserida no interior da estrutura portuária de Alcântara, apresenta capacidade para 442 embarcações em pontões flutuantes, permitindo embarcações até 20 m e, a sua entrada encontra-se protegida de correntes por uma pequena bacia. A do Parque das Nações, que se localiza a 1,5 milhas a jusante da Ponte Vasco da Gama, apresenta capacidade para 602 embarcações e, apresenta um sistema de comportas duplas que reduz a ação das correntes e garante a estabilidade da marina. A de Vila Franca de Xira está localizada a 13 milhas náuticas, pela Cala das Barcas, a montante e apresenta e conta com 84 amarrações destinadas a embarcações entre os 6-20 m.

2.2.2 Amostragem

De forma a avaliar a presença de ENI de invertebrados nas marinas de recreio ao longo do gradiente halino do estuário do Tejo foram realizadas amostragens em quatro marinas de recreio distintas (Figura 2.1), de jusante para montante: Oeiras (abril de 2017); Alcântara (março de 2017); Parque das Nações (junho de 2017); Vila Franca de Xira (outubro de 2017). Em cada marina foram definidas 24 estações de amostragem, distribuídas por três estratos diferentes, nomeadamente *i*) o nível de exposição ao hidrodinamismo (áreas mais e menos expostas, de acordo com a distância à zona de entrada da água na marina); *ii*) o nível de exposição solar (orientação norte, sul, este e oeste) e; *iii*) o tipo de substrato (betão ou PVC). O processo de amostragem consistiu em raspagem de uma área de 20 x 20 cm (área total de amostragem de 400 cm^2 nos flutuadores).

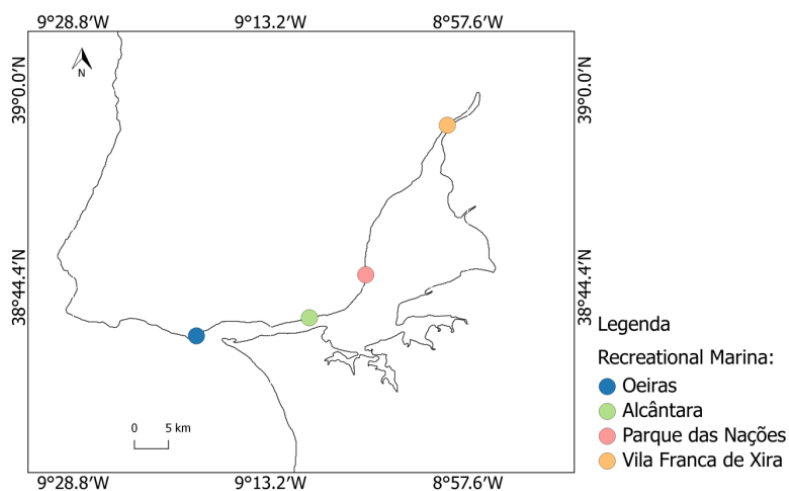


Figura 2.1 - Localização das marinas de recreio do estuário do Tejo onde foram realizadas amostragens no presente trabalho (Sistema de coordenadas: WGS 84 - *World Geodetic System*, 1984).

Foram ainda efetuadas amostragens semi-quantitativas para complementar os resultados das amostragens das áreas fixas e identificar todas as ENI presentes em cada marina. Neste caso, as observações foram realizadas nos pontos de fixação acessíveis, nomeadamente boias e cabos, permitindo efectuar uma comparação das espécies encontradas nas diferentes estruturas, neste caso flutuadores *versus* boias/cabos. Para esta comparação, a abundância relativa de cada ENI foi discriminada de acordo com as seguintes classes de abundância: Muito Comum (MC); Comum (C); Pouco Comum (PC); Rara (R).

Em cada local de amostragem foram registados os parâmetros físico-químicos, temperatura (°C) e salinidade (*Practical Salinity Scale*), recorrendo a uma sonda multiparamétrica YSI 600XLM, bem como a um CTD (sigla derivada do inglês: *conductivity, temperature and depth*), com os sensores de condutividade, temperatura e pressão. A estratificação dos parâmetros físico-químicos foi também avaliada em cada marina, através da realização de perfis verticais nas zonas mais e menos expostas, tendo em conta que a estratificação da coluna de água pode ser um fator condicionante à colonização das estruturas e da profundidade a que as espécies ocorrem. Para os invertebrados bentónicos, a transição entre estágios de vida é especialmente importante para a dinâmica populacional da espécie, visto que, na maioria dos casos, implica uma transição de vida planctónica para bentónica. A fase planctónica destes organismos varia de minutos a meses e culmina com deteção de um habitat adequado, fixação e transformação para a morfologia adulta (Thorson, 1950). Assim, a existência de estratificação ou não, e consequente influência na reprodução destes organismos, pode traduzir-se num maior (in)sucesso de colonização por parte das ENI.

Todas as amostras de invertebrados foram preservadas em álcool 70%, com exceção dos tunicados, que foram preservados em formol 5%.

Posteriormente, em laboratório procedeu-se a um processo de triagem, determinação taxonómica, até ao nível mais baixo possível, e quantificação da abundância dos organismos solitários ou estimativa da percentagem de cobertura dos organismos coloniais (nomeadamente, briozoários e espongiários). Todos os organismos para os quais foi possível efectuar uma identificação até ao nível taxonómico específico foram classificados como espécies nativas, não indígenas ou criptogénicas, neste último caso quando a sua origem não é clara.

2.2.2 Tratamento de dados

Para o estudo da distribuição espacial das ENI nas marinas de recreio ao longo do estuário do Tejo foram criados mapas utilizando a *shape* para a linha de costa portuguesa do Instituto Hidrográfico (Marinha, Portugal) e recorrendo ao *software* QGIS 2.14.15-Essen. Para representar as ENI presentes em cada marina foi utilizado, para as espécies solitárias, o valor de abundância (indivíduos/400 cm²) e, para as espécies coloniais, a média da percentagem de cobertura. Os mapas foram elaborados procedendo-se a uma classificação graduada e utilizando o método de representação por tamanho.

Com o intuito de avaliar a independência do número de espécies nativas, exóticas e criptogénicas em relação à marina amostrada, foram realizados testes de independência de Chi-quadrado de *Pearson*, recorrendo ao *Software R*, considerando o número de espécies nativas, exóticas e criptogénicas encontradas em cada marina. Numa primeira fase realizou-se um teste de Chi-quadrado global, utilizando todas as marinas de recreio, de forma a verificar se existia uma associação entre as mesmas e o tipo de espécie (espécies nativas, exóticas e criptogénicas). Dada a baixa representatividade das espécies criptogénicas, bem como a possibilidade de existir uma associação entre o tipo de espécie e a marina detetada no teste anterior, houve necessidade, numa fase posterior, de individualizar esta análise por tipo de espécie, de forma a verificar se o resultado obtido anteriormente era constante para todos os grupos de espécies para todas as marinas.

Para identificar os padrões de distribuição espacial da comunidade global de invertebrados incrustantes (nativos e exóticos) presentes nas marinas de recreio do estuário do Tejo e, recorrendo ao *software Primer 6/Permanova* (Clarke & Gorley, 2006; Anderson *et al.*, 2008), realizou-se uma análise PCO (Ordenação de Coordenadas Principais) a partir dos invertebrados incrustantes registados nas marinas de Oeiras, Alcântara, Parque das Nações e Vila Franca de Xira. Para isso, teve de proceder-se a uma transformação para presença/ausência dos dados biológicos, uma vez que os dados recolhidos reuniam valores de contagens individuais para algumas espécies e de colónias para outras, e construiu-se uma matriz de semelhanças utilizando o coeficiente de similaridade de *Bray-Curtis*.

De forma a avaliar a contribuição de cada espécie para a semelhança/dissemelhança dentro de cada marina, bem como, entre as 4 amostradas, utilizando os mesmos dados referidos anteriormente para a PCO, efetuou-se uma análise SIMPER, recorrendo ao *software Primer 6/Permanova* (Clarke & Gorley, 2006; Anderson *et al.*, 2008), com linha de corte nos 90%.

Utilizando o *software Primer 6/Permanova* (Clarke & Gorley, 2006; Anderson *et al.*, 2008) e, com o intuito de identificar os padrões de distribuição espacial patentes, tanto na comunidade de ENI, como na comunidade nativa (incluindo criptogénicas) de invertebrados incrustantes registados nas marinas, realizaram-se as respetivas análises PCO, separadamente, utilizando uma transformação dos dados para presença/ausência e tendo a matriz de semelhança sido construída recorrendo ao coeficiente de similaridade *Bray-Curtis*.

Para averiguar quais os fatores que poderiam explicar os padrões observados nas análises PCO para a comunidade nativa e não indígena, foram sobrepostos vetores que representam a correlação das variáveis ambientais com os eixos da ordenação. No caso da comunidade de ENI, as variáveis ambientais consideradas foram: a distância ao terminal portuário mais próximo, o tipo de substrato, a exposição solar, a exposição ao hidrodinamismo, a distância à foz do estuário do Tejo e a dimensão da marina (número de amarrações). Para as comunidades nativas foram todas as anteriores com exceção da primeira (distância ao terminal mais próximo), que apenas foi considerada para a comunidade de ENI, por constituir, segundo a DQEM, uma das fontes mais importantes de ENI para posterior

dispersão para o meio natural envolvente. Os fatores “distância ao terminal portuário mais próximo” e “distância à foz” foram obtidos utilizando a ferramenta régua do *Google Earth*.

Foram realizadas Análises de Variância Permutacional (*PERMANOVA*) (Anderson, 2001) a um fator, recorrendo ao *software Primer 6/Permanova* (Clarke & Gorley, 2006; Anderson *et al.*, 2008), de forma verificar a ocorrência de diferenças significativas ($p < 0,05$) relativamente a um conjunto de factores identificados como potencialmente significativos para a distribuição das comunidades nativa e de ENI.

Assim, para a comunidade nativa foram efetuadas duas análises *Permanova* para os fatores “distância à foz” e “dimensão da marina”, com o intuito de verificar se a distribuição de invertebrados incrustantes presentes nas marinas era influenciada por estes fatores. Da mesma forma, mas para a comunidade não indígena, foram realizadas três análises *Permanova*, considerando também os fatores “distância à foz” e “dimensão da marina”, adicionando o fator “distância ao terminal portuário mais próximo”.

Para perceber qual a componente da comunidade (espécies nativas ou não indígenas) que apresentava um padrão de distribuição mais semelhante ao da comunidade geral, foi realizada uma análise *RELATE* para cada marina, comparando a comunidade geral com a nativa e não indígena separadamente, utilizando o método de correlação de *Spearman*, com 999 permutações e um nível de significância de 0,1%.

Dada a maior relevância dos fatores “distância ao terminal portuário mais próximo” e “dimensão da marina”, evidenciado na análise *PCO* para a comunidade ENI, foi efetuada uma análise de correlação de *Spearman* ($p < 0,5$), recorrendo ao *software IBM SPSS Statistic 2.5* entre esses fatores e o número de ENI.

Para averiguar se as variáveis ambientais, salinidade e temperatura, apresentavam diferenças estatisticamente significativas entre zonas mais e menos expostas ao hidrodinamismo, recorrendo ao *software IBM SPSS Statistic 2.5*, foi realizado um teste exato de *Fisher* por simulação de Monte Carlo (95% confiança), para cada marina de recreio, utilizando os fatores "temperatura vs. exposição e salinidade vs. exposição. Os dados de temperatura e salinidade apenas foram considerados para análises dentro de cada marina devido às diferentes épocas em que as amostragens foram realizadas, por forma a excluir o efeito da sazonalidade.

Foi ainda comparada a presença de ENI em diferentes substratos, nomeadamente flutuadores (amostragem quantitativa) e boias e cabos (amostragem semi-quantitativa), de forma a tentar perceber se existe alguma preferência, por parte das ENI, face a diferentes tipos de estruturas.

2.3 Resultados

Foram identificados 93 *taxa* de invertebrados incrustantes diferentes ao longo das marinas de recreio de Oeiras, de Alcântara, do Parque das Nações e de Vila Franca de Xira (Anexo I).

O maior número de espécies nativas foi registado nas marinas de Oeiras e de Alcântara (35 e 36, respetivamente), seguidas das do Parque das Nações (18) e de Vila Franca de Xira (4). A de Alcântara apresentou o maior número de ENI, tendo sido registadas 12 espécies, seguida de Oeiras (10) e da do Parque das Nações (6), enquanto que a de Vila Franca de Xira foi a única onde não foram registadas ENI. As marinas de Alcântara e de Vila Franca de Xira registaram um maior número de espécies criptogénicas (Tabela 2.1).

Tabela 2.1 – Caracterização das comunidades de invertebrados incrustantes encontradas na marina de Oeiras, de Alcântara, do Parque das Nações e de Vila Franca de Xira

Marinas	Espécies nativas	Espécies não indígenas	Espécies criptogénicas	Total
Oeiras	35 (76,1%)	10 (21,7%)	1 (2,2%)	46
Alcântara	36 (72,0%)	12 (24,0%)	2 (4,0%)	50
P. das Nações	18 (72,0%)	6 (24,0%)	1 (4,0%)	25
V.F. de Xira	4 (66,7%)	0 (0,0%)	2 (33,3%)	6

Através da realização de um teste Chi-quadrado de independência de *Pearson*, considerando o número de espécies nativas, não indígenas e criptogénicas em conjunto foi possível verificar que o seu total é dependente da marina em questão ($\chi^2 = 12,67$; $p\text{-value} = 0,004$). Realizando testes de Chi-quadrado de independência de *Pearson*, separadamente para as espécies nativas, não indígenas e criptogénicas, foi possível verificar a dependência do número de espécies nativas e não indígenas e a independência do número de espécies criptogénicas relativamente à marina amostrada ($p\text{-value} = 1,350 \times 10^{-6}$, $p\text{-value} = 0,007$ e $p\text{-value} = 0,881$, respetivamente).

No que concerne a espécies criptogénicas apenas foram registadas três nas marinas analisadas: o cirrípede *Amphibalanus improvisus* (Darwin, 1854), o anfípode *Corophium orientale* (Schellenberg, 1928) e a ascídia *Ascidrella aspersa* (Müller, 1776). *A. improvisus* foi registado nas quatro marinas ao invés das restantes espécies que apenas foram registadas numa marina – *A. aspersa* em Alcântara e *C. orientale* em Vila Franca de Xira. Por seu turno, foram encontradas 14 ENI nas marinas de recreio do estuário do Tejo, 3 pertencentes ao Filo Bryozoa (*B. neritina*, *Tricellaria inopinata* (d'Hondt & Occhipinti Ambrogi, 1985) e *W. subtorquata*; 5 pertencentes ao Filo Arthropoda (*Amphibalanus amphitrite* (Darwin, 1854), *Austrominius modestus* (Darwin, 1854), *B. trigonus*, *Palaemon macrodactylus* (Rathbun, 1902) e *Rhithropanopeus harrisii* (Gould, 1841)); 2 pertencentes ao Filo Mollusca (*Chaetopleura angulata* (Spengler, 1797) e *M. gigas* e 4 pertencentes ao Filo Chordata (*Microcosmus squamiger* (Michaelson, 1927), *Molgula manhattensis* (De Kay, 1843), *S. clava* e *Styela plicata* (Lesueur, 1823).

Os briozoários (Figura 2.2 - A, B, C) foram registados em todas as marinas onde ocorreram ENI, sendo *W. subtorquata* a espécie mais abundante, exceto no Parque das Nações, onde *B. neritina* foi o briozoário mais abundante. Também as ENI de artrópodes (Figura 2.3 –A, B, C, D, E) foram registadas nas marinas de Oeiras, de Alcântara e do Parque das Nações, sendo os cirrípedes os mais abundantes – *A. modestus* foi o único artrópode presente em todas as marinas, sendo mais abundante na marina do Parque das Nações; os cirrípedes *A. amphitrite* e *B. trigonus* apenas foram registados nas marinas de Oeiras e Alcântara, tendo o primeiro apresentado um maior valor de abundância na marina de Oeiras. No que respeita aos crustáceos decápodes, *R. harrisii* e *P. macrodactylus*, apenas foi registado um indivíduo de cada espécie, na marina de Oeiras e Parque das Nações, respetivamente. Relativamente aos 2 moluscos não indígenas (Figura 2.3 – F, G) registados, apenas *M. gigas* ocorreu em todas as marinas, apresentando também abundâncias superiores a *C. angulata*, para o qual apenas se registou um indivíduo na marina de Alcântara. Esta última foi a única que registou a presença dos 4 tunicados exóticos (Figura 2.3 –H, I, J, L) apresentando uma maior abundância de *M. manhattensis* e *S. plicata*.

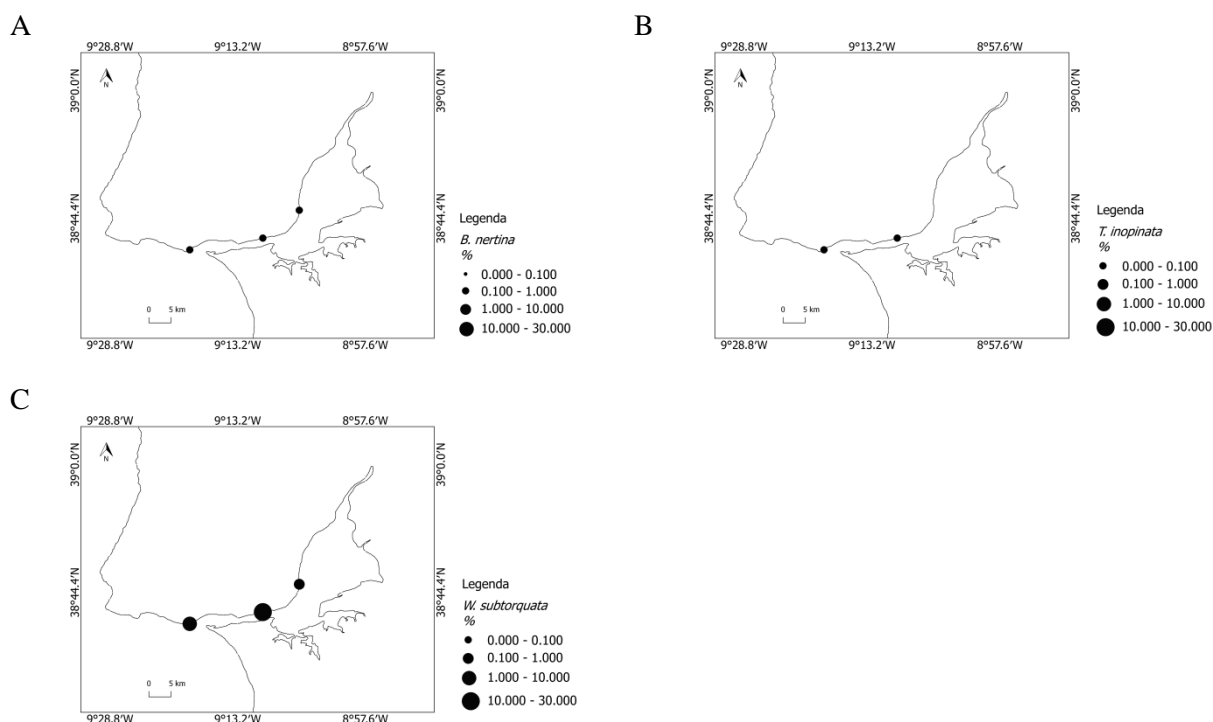


Figura 2.2 - Representação esquemática da distribuição de invertebrados incrustantes não indígenas , de acordo com a percentagem de cobertura (organismos coloniais) nas marinas de recreio amostradas no estuário do Tejo nomeadamente: A – *Bugula neritina*; B - *Tricellaria inopinata* e C- *Watersipora subtorquata*. (Sistema de coordenadas: WGS 84 - World Geodetic System, 1984).

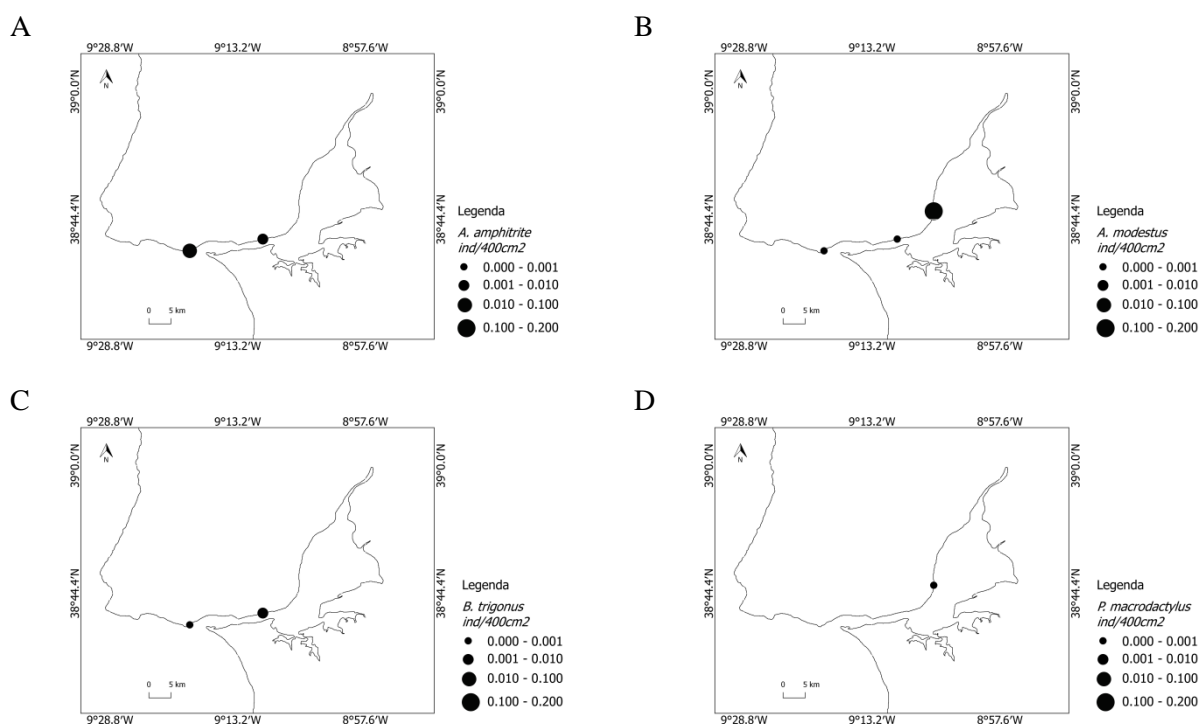


Figura 2.3 - Representação esquemática da distribuição de invertebrados incrustantes não indígenas , de acordo com a abundância (organismos solitários), nas marinas de recreio amostradas no estuário do Tejo nomeadamente: A – *Amphibalanus amphitrite*; B -*Austrominius modestus*; C - *Balanus trigonus*; D – *Palaemon macrodactylus*; E - *Rhithropanopeus harrisi*; F - *Chaetopleura angulata*; G - *Magallana gigas*; H - *Microcosmus squamiger*; I - *Molgula manhattensis*; J - *Styela clava* e L - *Styela plicata* (Sistema de coordenadas: WGS 84 - World Geodetic System, 1984).

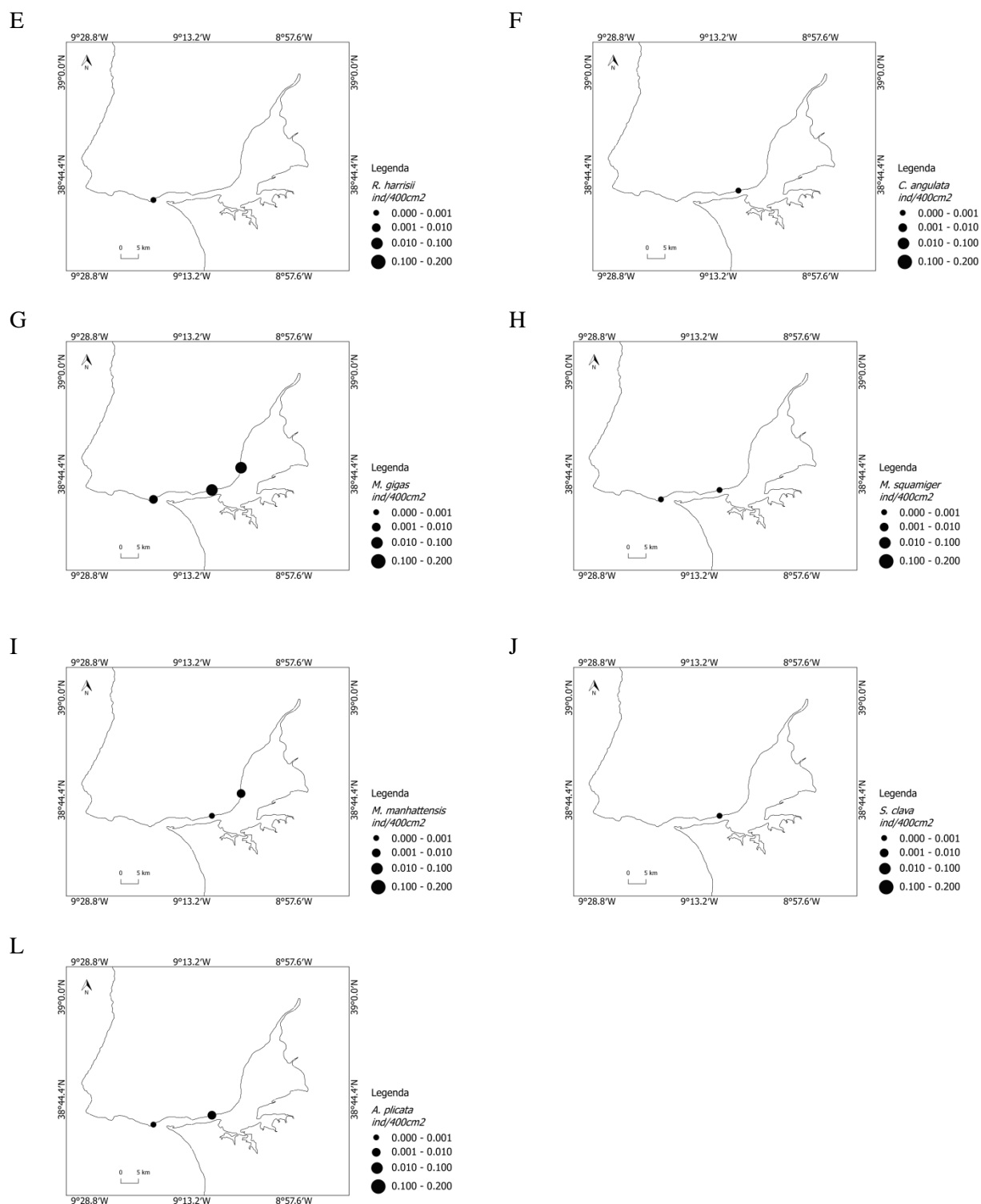


Figura 2.3 (continuação) - Representação esquemática da distribuição de invertebrados incrustantes não indígenas, de acordo com a abundância (organismos solitários), nas marinas de recreio amostradas no estuário do Tejo nomeadamente: A – *Amphibalanus amphitrite*; B -*Austrominius modestus*; C - *Balanus trigonus*; D – *Palaemon macrodactylus*; E - *Rhithropanopeus harrisii*; F - *Chaetopleura angulata*; G - *Magallana gigas*; H – *Microcosmus squamiger*; I - *Molgula manhattensis*; J - *Styela clava* e L - *Styela plicata*. (Sistema de coordenadas: WGS 84 - World Geodetic System, 1984).

Os dois primeiros eixos da PCO (Figura 2.4) referente à comunidade de invertebrados incrustantes presentes nas marinas do estuário do Tejo explicam 50,4% da variância dos dados de presença/ausência. Esta análise permitiu identificar 3 grupos distintos, que parecem estar associados a

padrões de distribuição espacial. As estações de amostragem da marina de Vila Franca de Xira separam-se das restantes ao longo do primeiro eixo da PCO, enquanto as amostras recolhidas na marina do Parque das Nações se separam das restantes ao longo do segundo eixo da PCO.

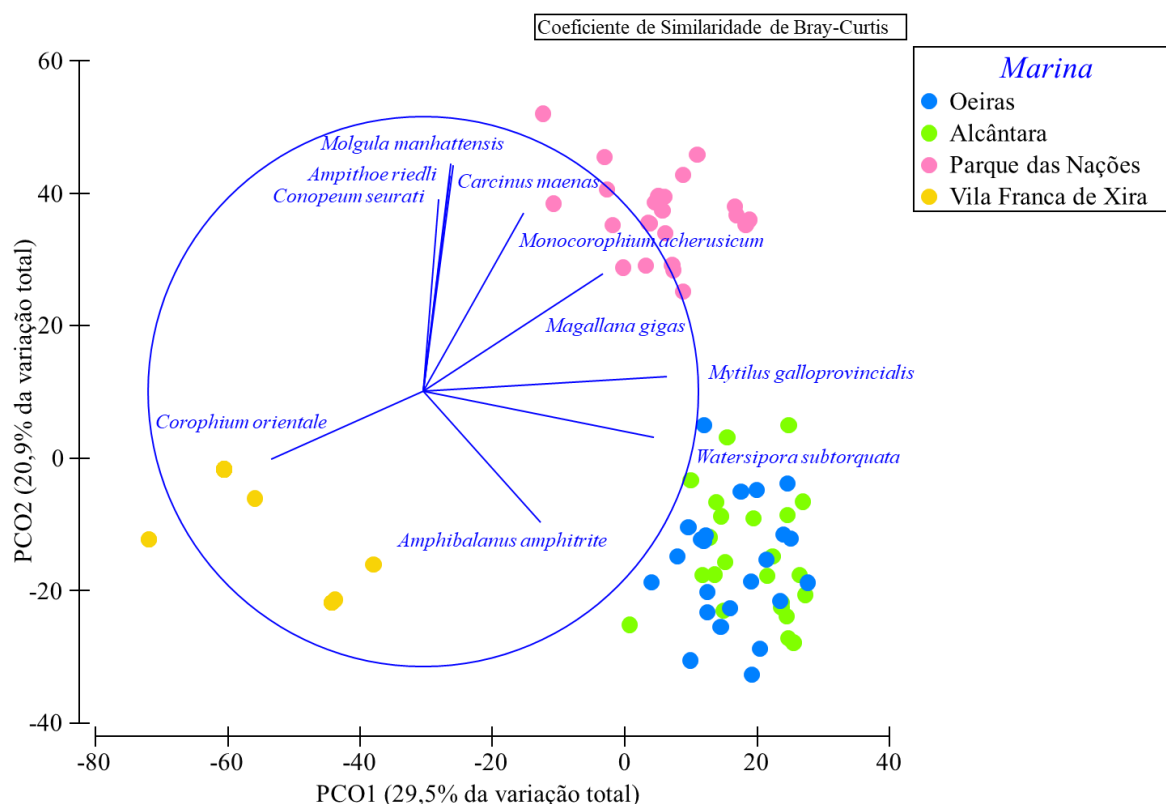


Figura 2.4 - Ordenação da comunidade de invertebrados incrustantes presentes nas marinas de Oeiras, Alcântara, Parque das Nações e Vila Franca de Xira, obtida através de uma análise de coordenadas principais (PCO) realizada com base nos dados de presença ausência. Os vectores representam a afinidade (coeficiente de Pearson < 0,6) das várias espécies com as diferentes amostras

O conjunto de amostras das marinas de Oeiras e de Alcântara está maioritariamente associado à ocorrência de *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819), *W. subtorquata* e *A. amphitrite*. A marina do Parque das Nações caracteriza-se, sobretudo, pela ocorrência de *M. manhattensis*, *Ampithoe riedli* (Krapp-Schickel, 1968), *Carcinus maenas* (Linnaeus, 1758), *M. gigas*, *Monocorophium acherusicum* (Costa, 1853) e *Conopeum seurati* (Canu, 1928), enquanto Vila Franca de Xira é principalmente caracterizada pela presença de *C. orientale*.

Os resultados da análise SIMPER (Figura 2.5) mostram que a maior similaridade entre amostras do mesmo local foi registado na marina do Parque das Nações (66,1%). Para esta maior homogeneidade contribuíram, principalmente, *M. gigas* (13,6%), *M. acherusicum* (10,9%), *M. galloprovincialis* (9,6%) e *M. manhattensis* (7,9%). A marina de Alcântara apresentou o segundo maior nível de semelhança interna (50,9%), motivada, sobretudo, pela contribuição de *W. subtorquata* (15,5%), *M. gigas* (13,9%), *M. galloprovincialis* (13,7%), *Cryptosula pallasiana* (Moll, 1803) (9,3%) e *B. neritina* (6,0%). Na marina de Oeiras foi registado um nível de semelhança interna de 46,4%, com *M. galloprovincialis* (19,6%), *W. subtorquata* (19,6%) e *A. amphitrite* (10,3%), como principais espécies a contribuir para essa similaridade. A marina de Vila Franca de Xira apresentou o menor nível de semelhança interna (46,3%), e para o qual contribuíram, sobretudo, os Chironomidae (69,8%) e *C. orientale* (27,3%).

Todas as marinas apresentaram um valor de dissimilaridade bastante elevado entre si, não existindo em nenhum dos casos uma espécie com especial contribuição para esses valores (Figura 2.5). Vila Franca de Xira foi a marina que apresentou maior nível de dissimilaridade com as restantes – Alcântara (96,6%), Oeiras (96,2%) e Parque das Nações (92,8%). As marinas de Alcântara e Oeiras apresentaram um nível de dissimilaridade de 64,3% principalmente devido à presença de *C. pallasiana* e de Nemertea (9,0%) apenas na marina de Alcântara; há presença de *Patella vulgata* (Linnaeus, 1758) apenas na marina de Oeiras (3,7%) e há maior incidência de *A. amphitrite* neste mesmo local (3,6%); e ainda à maior incidência de *S. plicata*, *M. gigas*, *B. neritina* e *M. acherusicum* na marina de Alcântara. As marinas de Alcântara e do Parque das Nações apresentaram uma dissimilaridade de 71,5%, explicada, em parte, pela maior diversidade taxonômica presente no primeiro local. Quando comparadas as marinas de Oeiras e do Parque das Nações, verificou-se um valor de 93,2% de dissimilaridade, para o qual contribuiu a ausência de *M. manhattensis*, *A. riedli*, *C. seurati* na marina de Oeiras, bem como a ausência de *A. amphitrite* na marina do Parque das Nações.

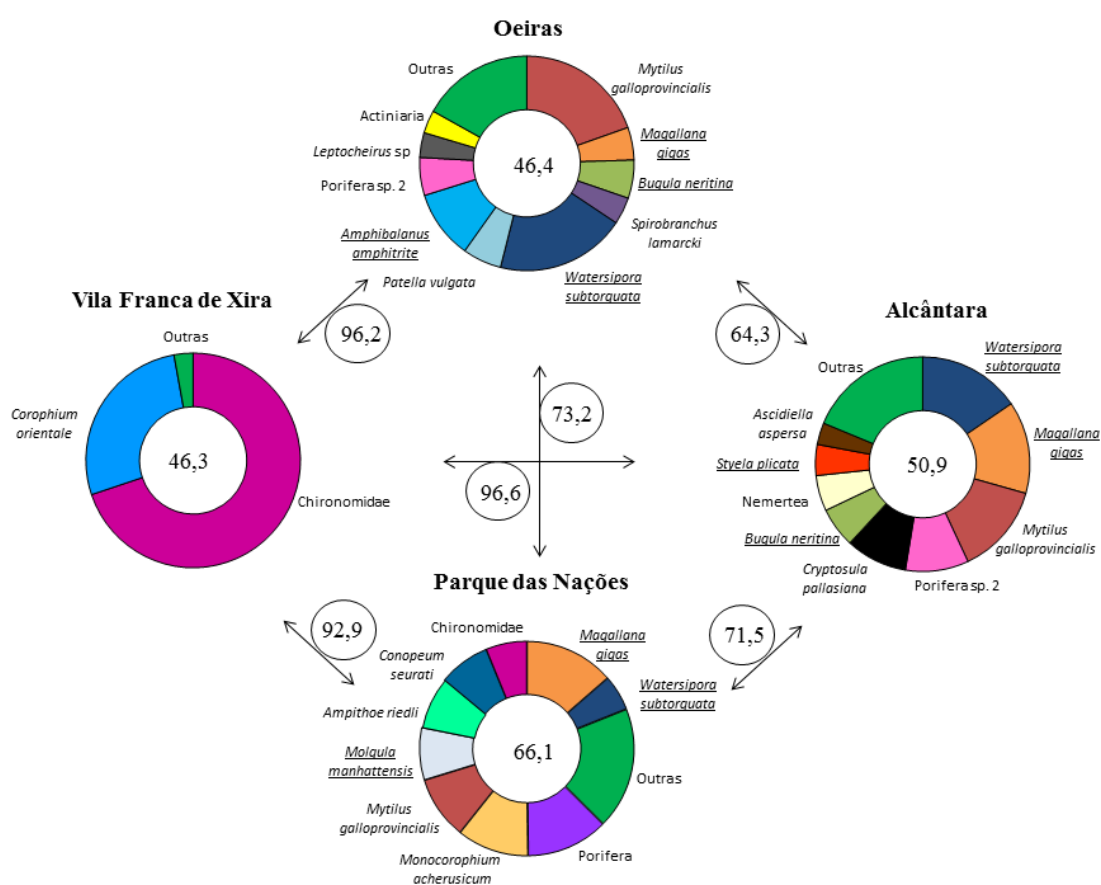


Figura 2.5 - Representação esquemática da análise SIMPER para a comunidade de invertebrados incrustantes (dados de presença/ausência) presentes nas marinas de Oeiras, de Alcântara, do Parque das Nações e de Vila Franca de Xira. Cada gráfico representa uma marina: no seu interior está indicada a percentagem de similaridade dentro da marina e no seu exterior as espécies que mais contribuem para essas semelhanças, correspondendo as espécies sublinhadas a ENI; as setas indicam a relação de dissimilaridade entre marinas

A PCO (Figura 2.6) realizada com o intuito de identificar os padrões espaciais da comunidade de espécies nativas presentes nas marinas de recreio, permitiu identificar 3 grupos distintos, semelhantes aos da análise global, correspondendo ao conjunto das marinas de Alcântara e Oeiras, e em separado às marinas do Parque das Nações e de Vila Franca de Xira, com os dois primeiros eixos a explicar 19,1% e 24,0% da variância, respetivamente. A sobreposição de vetores que representam

possíveis fatores explicativos dos padrões de distribuição observados para as espécies nativas presentes nessas marinas permitiu verificar que existe uma maior correlação das características das comunidades com a distância à foz e a dimensão da marina, pelo que estes aparentam ter maior relevância nos padrões espaciais verificados. A marina do Parque das Nações distancia-se espacialmente das restantes, possivelmente devido à sua maior dimensão, enquanto a marina de Vila Franca de Xira se encontra mais isolada, provavelmente devido à maior distância que a separa da foz. As variáveis ambientais, tipo de substrato exposição solar e ao hidrodinamismo, revelaram uma fraca correlação com os dados biológicos.

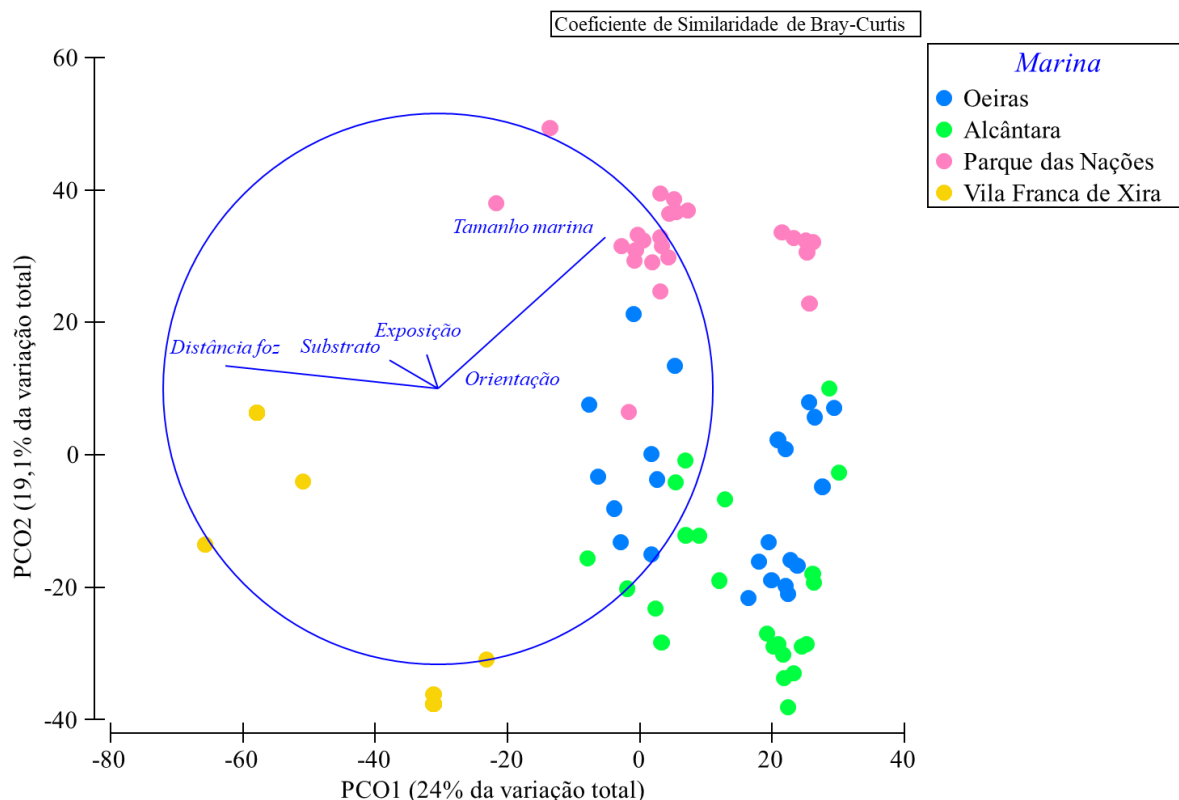


Figura 2.6 - Ordenação da comunidade de espécies nativas de invertebrados incrustantes presentes nas marinas de Oeiras, de Alcântara, do Parque das Nações e de Vila Franca de Xira, obtida através de uma análise de coordenadas principais (PCO). Os vetores representam a correlação (coeficiente de *Pearson* < 0.6) das variáveis ambientais (dimensão da marina, em número de amarrações, exposição ao hidrodinamismo, exposição solar, tipo de substrato e distância à foz) com os dois primeiros eixos da ordenação.

De forma a perceber se a dimensão da marina, bem como a distância à foz, influenciam, de facto, os padrões espaciais de riqueza de espécies nativas, conforme sugerido pela PCO, foram realizados testes *PERMANOVA*, os quais evidenciaram diferenças estatisticamente significativas para ambos os fatores, em todas as marinas ($p < 0,05$).

A PCO (Figura 2.7) realizada com o intuito de identificar os padrões espaciais na comunidade de espécies não indígenas presentes nas marinas, permitiu identificar 3 grupos distintos, correspondentes a cada marina, com os dois primeiros eixos a explicar 56,0% e 22,8% da variância, respetivamente. É possível verificar que existe alguma sobreposição entre estações de amostragem das diferentes marinas, ocorrendo uma maior separação destas na marina do Parque das Nações.

Através da sobreposição de vetores representativos de possíveis fatores explicativos para os padrões de distribuição verificados para a comunidade de organismos não indígenas, é possível verificar que existe uma maior correlação das características das comunidades de invertebrados incrustantes não indígenas com a distância à foz, a dimensão da marina e a distância ao terminal

portuário mais próximo. Pelo contrário e, tal como ocorreu para as comunidades de espécies nativas, as variáveis ambientais relacionadas com a exposição solar e ao hidrodinamismo e o tipo de substrato revelaram uma fraca correlação com as comunidades.

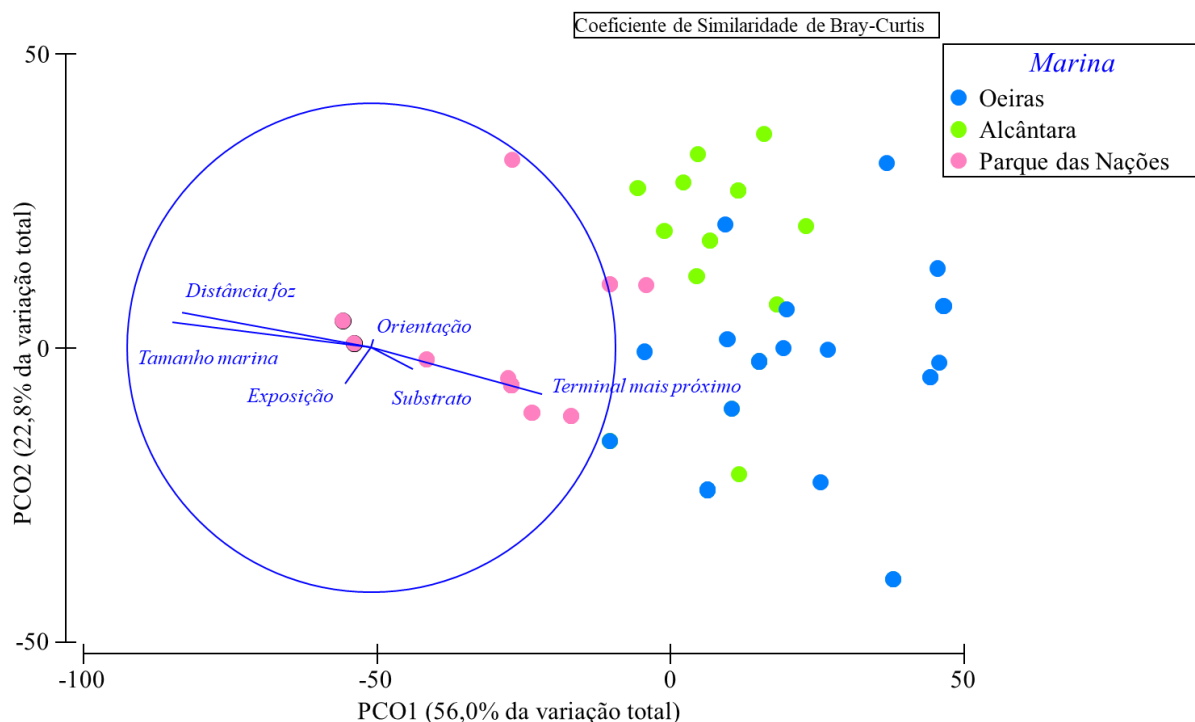


Figura 2.7 - Ordenação da comunidade de ENI de invertebrados incrustante presentes nas marinas de Oeiras, Alcântara e Parque das Nações, obtida através de uma análise de coordenadas principais (PCO). Os vetores representam a correlação (coeficiente de *Pearson* < 0,6) das variáveis ambientais (dimensão da marina, em número de amarrações, exposição ao hidrodinamismo, exposição solar, tipo de substrato e distância à foz) com os dois primeiros eixos da ordenação.

De forma a corroborar se o tamanho da marina, bem como a distância à foz e ao terminal portuário mais próximo, influenciam, de forma significativa, os padrões espaciais verificados na PCO, para a comunidade de invertebrados incrustantes não indígenas, foram realizados testes *PERMANOVA*, os quais evidenciaram diferenças estatisticamente significativas para os três fatores e para todas as marinas ($p < 0,05$).

A análise de correlação de *Spearman* permitiu perceber que não existe uma correlação significativa ($p\text{-value} > 0,05$) entre o número de ENI (riqueza taxonómica) e a dimensão da marina ($R = 0,4$; $N = 4$ e $p\text{-value} = 0,6$) nem com a distância ao terminal mais próximo ($R = 0,0$; $N = 4$ e $p\text{-value} = 1,0$).

Os resultados da análise *RELATE* indicaram que a matriz da estrutura espacial da comunidade de espécies nativas apresentou, comparativamente à das espécies não indígenas, um maior grau de semelhança com a comunidade em geral (*Rho* das comunidades nativas sempre superior a 0,868 e ao registado para as ENI), com $p < 0,01$ para todas as marinas (Tabela 2.2).

Tabela 2.2 – Análise RELATE entre a comunidade geral de invertebrados incrustantes das marinas de Oeiras, de Alcântara e do Parque das Nações e as suas componentes ENI e nativa

	<i>Rho</i> comunidade geral/ENI	<i>Rho</i> comunidades geral/espécies nativas
Oeiras	0,559	0,868
Alcântara	0,673	0,899
Parque das Nações	0,667	0,868

As amostragens semi-quantitativas realizadas nas boias e cabos das marinas de Oeiras, de Alcântara e do Parque das Nações (Tabela 2.3), permitiram verificar que, de uma forma geral, os cabos se encontram mais colonizados por ENI. A marina do Parque das Nações foi a que revelou menor colonização de ENI nas boias e cabos, apenas apresentando o briozoário *W. subtorquata* em ambas as estruturas. Em Oeiras, as boias apenas apresentaram dois briozoários não indígenas (*W. subtorquata* e *T. inopinata*) e os cabos dois briozoários e um tunicado não indígenas (*W. subtorquata*, *B. neritina* e *M. squamiger*, respetivamente). Em Alcântara, as mesmas estruturas auxiliares apresentaram uma maior diversidade de ENI, tendo sido registadas sete ENI nas boias amostradas (*S. plicata*, *M. squamiger*, *W. subtorquata*, *T. inopinata*, *B. neritina*, *B. violaceus* e *Botryllus schlosseri*, (Pallas, 1766)) e 8 ENI nos cabos (*S. plicata*, *S. clava*, *M. squamiger*, *W. subtorquata*, *T. inopinata*, *B. neritina*, *C. angulata* e *B. schlosseri*). De todas as ENI registadas nas boias e cabos, apenas duas não foram registadas nos flutuadores durante a amostragem quantitativa: *Botrylloides violaceus* e *B. schlosseri*. O briozoário *W. subtorquata* foi a ENI que mais colonizou as boias e os cabos.

Tabela 2.3- Caracterização das comunidades de macroinvertebrados não indígenas encontradas nas marinas de Oeiras, Alcântara e Parque das Nações, presentes em boias (Bs), cabos (Cb) (amostragem semi-quantitativa em que R – raro; PC – pouco comum; C – comum e MC – muito comum) e flutuadores (amostragem quantitativa – com os valores de abundância absoluta para os organismo solitários e a média da percentagem de cobertura para os organismos coloniais).

	Oeiras			Alcântara			Parque das Nações		
	Bs	Cb	F	Bs	Cb	F	Bs	Cb	F
Bryozoa									
<i>W. subtorquata</i>	MC	C	7,3435	MC	MC	27,1217	C	PC	0,3208
<i>T. inopinata</i>	C	-	0,0696	MC	MC	0,0261	-	-	-
<i>B. neritina</i>	-	C	0,2978	C	C	0,6304	-	-	0,1167
Arthropoda									
<i>A. amphitrite</i>	-	-	0,033	-	-	0,0098	-	-	-
<i>A. modestus</i>	-	-	0,0001	-	-	0,0005	-	-	0,1313
<i>B. trigonus</i>	-	-	0,001	-	-	0,0029	-	-	-
<i>M. gigas</i>	-	-	0,0052	-	-	0,0261	-	-	0,0461
<i>M. manhattensis</i>	-	-	-	-	-	0,0001	-	-	0,008
<i>P. macrodactylus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0001
<i>R. harrisii</i>	-	-	0,0001	-	-	-	-	-	-
Mollusca									
<i>M. gigas</i>	-	-	0,0052	-	-	0,0261	-	-	0,0461
<i>C. angulata</i>	-	-	-	-	R	0,0001	-	-	-
Cordata									
<i>S. plicata</i>	-	-	0,0002	R	MC	0,0032	-	-	-
<i>S. clava</i>	-	-	-	-	C	0,0002	-	-	-
<i>M. squamiger</i>	-	PC	0,0004	C	C	0,0001	-	-	-
<i>B. violaceus</i>	-	-	-	C	-	-	-	-	-
<i>B. schlosseri</i>	-	-	-	C	R	-	-	-	-
<i>M. manhatensis</i>	-	-	-	-	-	0,0001	-	-	0,008
Total de espécies	2	3	10	7	8	12	1	1	6

Todas as marinas de recreio apresentaram estratificação da temperatura, em ambas as exposições ao hidrodinamismo, sendo esta mais acentuada na marina de Oeiras na zona mais exposta, e em Alcântara e no Parque das Nações, na zona menos exposta ao hidrodinamismo (Figura 2.8 A). No que diz respeito à salinidade, a estratificação revelou-se mais pronunciada na zona menos exposta ao hidrodinamismo e na marina de Alcântara (Figura 2.8 B).

Considerando a salinidade e a temperatura (Anexo II) registadas nas zonas mais e menos expostas ao hidrodinamismo, segundo os testes exatos de *Fisher* por simulação de Monte Carlo, apenas se observaram diferenças estatisticamente significativas ($p\text{-value} < 0,05$) para a temperatura na marina de Oeiras.

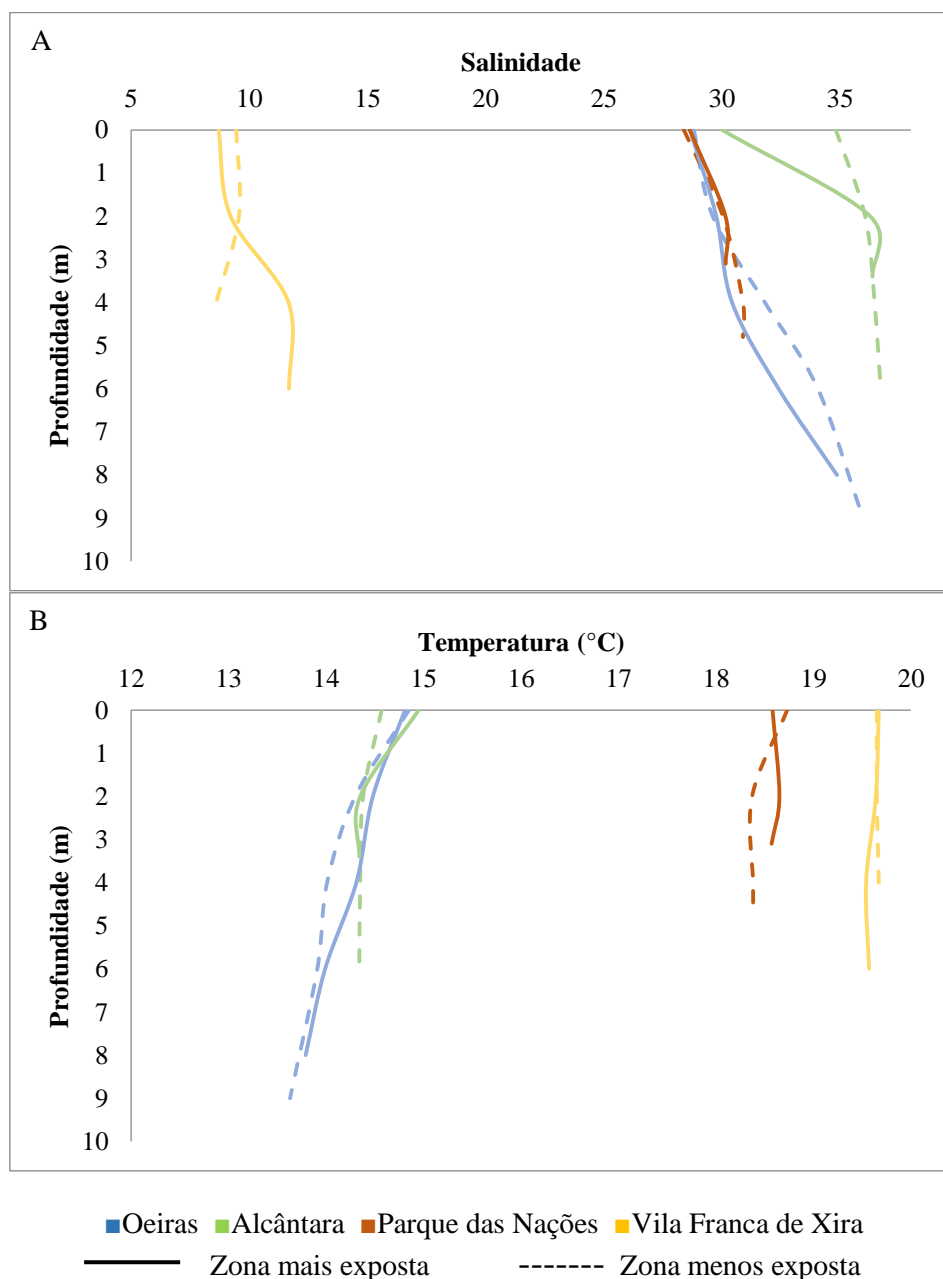


Figura 2.8 – Perfis verticais de salinidade (A) e temperatura (B) registados nas zonas mais (linha inteira) e menos expostas ao hidrodinamismo das marinas de Oeiras, de Alcântara, do Parque das Nações e de Vila Franca de Xira.

2.4 Discussão

As comunidades de macroinvertebrados dos ecossistemas estuarinos apresentam uma distribuição espacial relacionada com as condições ambientais. A maioria das espécies apresenta padrões de distribuição à escala local, induzidos principalmente pelo tipo de substrato, salinidade, disponibilidade de alimento e predação (Garaulet, 2011).

Os ecossistemas costeiros e estuarinos estão particularmente vulneráveis à introdução de ENI, visto que se encontram permanentemente expostos a vários vetores de introdução, como a descarga de águas de lastro, incrustações nos cascos das embarcações e presença de aquaculturas, entre outros. Sandlund *et al.* (1999) postularam que habitats modificados pelo ser humano são, geralmente, mais suscetíveis a invasões, como tal, as marinas estudadas apresentaram-se, com exceção de Vila Franca de Xira, bastante colonizadas por ENI, tal como acontece genericamente por todo o mundo.

No presente estudo, verificou-se que a maior riqueza de espécies nativas e não indígenas foi registada na marina de Alcântara, seguida, de muito perto, pela marina de Oeiras. A marina do Parque das Nações apresentou valores de biodiversidade intermédios e a marina de Vila Franca de Xira, por fim, apresentou comunidades bastante pobres em termos de riqueza de espécies nativas, não tendo sido registada nenhuma ENI. Existe assim, de uma forma geral, um aumento do número de espécies, não indígenas e nativas, com o aumento da salinidade. Estes resultados estão de acordo com os obtidos por outros autores, que registaram um aumento do número de espécies nativas e não indígenas nas áreas com maior influência marinha (Ysebaert *et al.*, 2003; Piscart *et al.*, 2005).

Inúmeros estudos apontam a salinidade como factor preponderante para a determinação dos padrões de distribuição espacial da fauna bentónica estuarina, por exemplo, Sanders *et al.* (1965) apontaram que o efeito estruturador da salinidade nas comunidades macrobentónicas se prende com o facto de esta atuar como uma barreira fisiológica para as espécies marinhas estenohalinas e para os organismos de água doce, e de induzir *stress* ambiental em espécies marinhas eurihalinas. Assim, maiores flutuações de salinidade, na zona intermédia do estuário, aumentam o *stress* fisiológico, o que pode culminar numa redução do número de espécies (Sanders *et al.*, 1965), o que explica o facto de a marina do Parque das Nações ter apresentado uma menor biodiversidade do que a de Oeiras e a de Alcântara. O “paradoxo das águas estuarinas” proposto por Remane (1934) pode explicar a reduzida biodiversidade registada na marina de Vila Franca de Xira, uma vez que postula que, num estuário, o menor número de espécies é encontrado na zona estuarina com maior influência dulçaquícola, onde ainda se faz sentir o efeito de maré. O autor atribuiu estas diferenças na distribuição das espécies ao longo do gradiente halino ao facto de a maioria das espécies de água doce e marinhas serem maioritariamente estenohalinas (com uma gama de tolerância à salinidade estrita) ao invés das espécies de estuário, tipicamente eurihalianas (tolerância a uma vasta gama de salinidades) e definiu, para estes organismos, o limite crítico de salinidade à volta dos 5-8.

Apesar de a marina de Oeiras se situar mais a jusante e, por isso, apresentar valores de salinidade ligeiramente superiores, o facto de a amostragem ter sido realizada com condições climáticas adversas, nomeadamente chuva intensa, pode ter condicionado o aparecimento de algumas espécies, enviesando assim os resultados. Para o potencial enviesamento dos resultados também é de referir o fator sazonalidade, uma vez que as amostragens das marinas de Alcântara e Oeiras foram realizadas em março/abril, a da marina do Parque das Nações em junho e a da marina de Vila Franca de Xira em outubro, influenciando assim as espécies encontradas, em função das variações inerentes ao seu ciclo de vida.

O facto de as ENI, quando chegam ao local recetor, se encontrarem num ambiente novo é apontado, por alguns autores, como uma possível vantagem para as espécies nativas, uma vez que estas últimas deveriam encontrar-se perfeitamente adaptadas às condições locais (Byers, 2002). No entanto, na maioria dos casos, não é isso que se verifica, existindo uma dominância de algumas ENI

face às espécies nativas, devido a elevada tolerância ambiental das primeiras. Para que uma ENI se consiga estabelecer numa comunidade onde existe limitação de espaço ou de nichos ecológicos disponíveis, o local invadido tem de apresentar condições semelhantes às de origem ou a ENI tem de ser competitivamente dominante relativamente às nativas, o que explica o facto de a maioria das invasões falhar (Williamson, 1996). O facto de as ENI muitas vezes prevalecerem, parece estar frequentemente associado a alterações dramáticas no ambiente, criadas pelo ser humano. Estas mudanças ocorrem, muitas vezes, em escalas temporais bastante curtas, sendo assim demasiado rápidas para que as espécies nativas consigam gerar respostas evolucionárias efetivas, deixando-as em clara desvantagem (Byers, 2002). Estas alterações ambientais fazem com que as ENI estejam tão ou melhor adaptadas ao ambiente alterado, visto que é gerada uma incompatibilidade entre as espécies nativas e o seu ambiente (Byers, 2002). Sendo as marinas um exemplo claro destes locais, seria expectável, não só a presença de ENI, tal como comprovado no presente estudo, mas também a sua maior prevalência.

Vários destes *taxa* não indígenas apresentam estágios de vida planctónicos, que evidenciam preferência por determinados tipos de substrato (McKinney & McKinney, 2002). Assim, tal como sugerido por Tyrrell & Byers (2007), num estudo na marina de Wells, Maine (Estados Unidos da América), onde encontraram um total de 35 espécies (3 ENI e 4 criptogénicas), deveria existir uma maior abundância de ENI em substratos artificiais, dado que é expectável que as larvas planctónicas de espécies nativas, por um lado, escolham menos estes locais, uma vez que não os reconhecem e, por outro, apresentem vantagens competitivas em habitats naturais, aos quais estão bem adaptadas. Comparando os resultados observados no presente estudo com os obtidos por aqueles autores, é possível verificar que, a riqueza total, é idêntica à das marinas de Oeiras e de Alcântara, com uma com maior prevalência de espécies nativas. Contudo e, apesar, de os substratos artificiais não terem apresentado uma maior riqueza de ENI, (Tyrrell & Byers, 2007) registaram uma maior abundância de ENI nos mesmos. No presente estudo também se verificaram valores de percentagem de cobertura bastante elevados, para algumas espécies, como *W. subtorquata*, em algumas marinas, nomeadamente em Alcântara.

Ao chegarem, as ENI encontram aquilo que Elton (1958) definiu como resistência ecológica ao seu estabelecimento, que engloba fatores bióticos (principalmente predação e competição), demográficos (*e.g.* estratégias de reprodução) e ambientais. Os fatores biológicos estão fortemente associados a interações negativas, como a predação, disponibilidade de alimento e competição com as espécies nativas.

Nas amostragens das marinas foi possível observar a colonização de substrato constituído por espécies nativas, como o mexilhão *M. galloprovincialis*, e por parte de ENI, nomeadamente *W. subtorquata*, *T. inopinata* e *B. neritina*, assim como alguns cirrípedes. Contudo, existem estudos que apontam para a possibilidade de existirem, também, interações positivas (mutualismo) com as espécies nativas ou mesmo com outras ENI que propiciam o estabelecimento, crescimento populacional e respectivos impactos das ENI – *Invasional meltdown* (Simberloff & Von Holle, 1999).

No entanto, Moyle & Light (1996) consideram que, apesar da interação desses três fatores (bióticos, demográficos e ambientais) ser importante na determinação do sucesso de invasão de espécies, os ambientais (salinidade, temperatura, pH e níveis de poluição) revelam ter um papel crítico. Outros fatores, como a extinção local de espécies autóctones e, consequente redução da competição interespecífica e disponibilização de nichos ecológicos, que podem ser subsequentemente colonizados por ENI, potenciando as invasões biológicas (Moyle e Light, 1996 (McMahon, 2002).

Assim, a elevada prevalência de ENI ao longo do estuário do Tejo poderá dever-se, tal como acontece noutros sistemas, não só a uma elevada tolerância às variações de salinidade, muitas vezes adquirida através de adaptações dos próprios organismos, como registado, na América do Norte, para a amêijoia asiática *Corbicula fluminea* (O. F. Müller, 1774) e o mexilhão-zebra *D. polymorpha*, mas

também à disponibilização de novos nichos ecológicos, à similaridade do habitat encontrado com o de origem ou a uma dominância, em termos competitivos, face às espécies nativas. O fenómeno de *Invasional meltdown* descrito por Simberloff & Von Holle (1999) pode também ajudar a explicar o maior número de ENI registadas nas marinas de Oeiras e de Alcântara, visto que postula que a introdução frequente de espécies pode conduzir a um aumento da ameaça para as comunidades, essencialmente de duas formas: *i*) o aumento do número de tentativas de introdução (incluindo as infrutíferas) traduz-se em perturbações para as populações, que se tornam mais suscetíveis a invasões; e *ii*) depois de estabelecidos, alguns invasores alteram as condições do habitat, favorecendo outros invasores e criando assim um sistema de feedback positivo que acelera a acumulação de ENI e dos seus impactos. Esta teoria é apoiada pelo aumento continuado da taxa de invasão, contudo, são necessários mais estudos para avaliar a progressão dessa taxa, bem como estudos sobre interação entre espécies. As marinas de Oeiras e de Alcântara apresentaram um maior número de ENI, provavelmente devido à sua localização (áreas com maior influência salina). Por sua vez, essa maior riqueza específica pode propiciar o aparecimento de outras espécies exóticas.

As ENI encontradas nas marinas do estuário do Tejo pertencem maioritariamente aos Filos Arthropoda e Chordata, estando, assim, de acordo com um levantamento efetuado a nível nacional, que registou, para o meio marinho e estuarino de Portugal continental, uma maior incidência de ENI pertencentes aos Filos Arthropoda, Mollusca e Chordata (Chainho *et al.*, 2015).

Os organismos estuarinos encontram-se, na maioria dos casos, restritos a zonas particulares, como consequência dos vários gradientes ambientais que caracterizam os estuários, resultando em padrões de distribuição bem definidos (Wolff, 1983 in Ysebaert, 2005). Vários fatores condicionam os padrões de distribuição espacial das comunidades de macroinvertebrados, dos quais se destacam a temperatura, correntes e salinidade, sendo recorrente uma diminuição da heterogeneidade espacial das comunidades com a diminuição da salinidade (Piscart *et al.*, 2005). No presente estudo foi identificada esta tendência para as marinas a jusante do Parque das Nações, tendo sido registada uma maior homogeneidade de espécies na marina do Parque das Nações, seguida da marina de Alcântara e, finalmente, da marina de Oeiras, coincidindo também com o aumento da salinidade. Foi possível verificar que para esta homogeneidade de espécies existe um forte contributo das ENI, o que permite inferir que as comunidades nativas são muito menos tolerantes e, por isso, refletem mais as condições onde se encontram, neste caso o gradiente salino.

A distância à foz e a dimensão da marina revelaram ter maior importância na estruturação da comunidade de macroinvertebrados nativos. O fator “distância à foz”, funcionando como *proxy* da salinidade, revelou maior diversidade de espécies nas marinas mais a jusante, tal como expectável. Lenihan *et al.* (1990) compararam as comunidades presentes nas estruturas de diversas marinas da Baía de São Diego (Estados Unidos da América), com diferentes tamanhos (maior/menor número de embarcações), e verificaram que, locais com maior número de embarcações se caracterizaram pela presença de um menor número de espécies e uma menor percentagem da sua cobertura e biomassa, sendo associadas a organismos que toleram melhor o *stress* físico-químico induzido pelas embarcações, nomeadamente serpulídeos (Polychaeta), algas filamentosas e o tunicado *Ciona intestinalis* (Linnaeus, 1767). Por outro lado, locais com menor pressão de embarcações, caracterizaram-se pela presença de mexilhões, esponjas, briozoários e outros tunicados. Os resultados obtidos neste estudo vão, assim, de encontro aos obtidos por estes autores, visto que a marina do Parque das Nações registou menor riqueza e a dimensão da marina foi um fator identificado como tendo relevo para essa distribuição. Por outro lado as marinas de Oeiras e Alcântara, com menor capacidade de ancoragem de embarcações, registaram um valor superior e com maior semelhança entre espécies, justificando assim a sua maior proximidade em termos espaciais. No entanto, é de destacar que a maior dimensão da marina do Parque das Nações corresponde a uma zona do estuário de menor salinidade.

A distância à foz, dimensão da marina e proximidade a terminais portuários demonstraram ter um papel importante na distribuição das comunidades não indígenas de invertebrados incrustantes. Regista-se uma diminuição do número de espécies com a maior influência dulçaquícola, padrão também registado por Nall *et al.* (2015) para as marinas na Escócia. Apesar de as ENI terem uma elevada capacidade de tolerância a variações ambientais, nomeadamente à salinidade (Paavola *et al.*, 2005), poucas espécies terão a capacidade de conseguir ultrapassar o ecótono que se estabelece entre a área dulçaquícola e salobra (Attrill & Rundle, 2002). É, contudo, de destacar que, para a comunidade não indígena, apesar de os padrões de distribuição serem influenciados pela distância ao terminal portuário mais próximo e dimensão da marina, estes fatores não apresentam uma correlação significativa com a riqueza de ENI, indicando que não condicionam uma taxa de colonização mais elevada. Estes resultados indicam que as ENI presentes nas marinas do estuário do Tejo parecem resultar diretamente do transporte através das embarcações de recreio e não de uma possível libertação através de águas de lastro ou incrustação nos cascos das embarcações comerciais. Por sua vez, o facto de não haver uma relação estatisticamente significativa com a dimensão das marinas, parece indicar que o tipo de rotas praticado pelas embarcações, presentes em cada marina, pode ser bastante mais determinante para a probabilidade de introdução de ENI, do que o número de embarcações.

As diferenças na exposição solar e ao hidrodinamismo, em diferentes áreas das marinas, não revelaram ter relevância significativa para os padrões de distribuição das comunidades nativas e não indígenas, contrariamente ao que seria expectável. A proximidade dos pontões à entrada da marina foi apontada por Toh *et al.* (2017) como o principal factor estruturante da comunidade epibiótica nas marinas de Singapura, tendo sido registada uma menor diversidade de espécies nas zonas menos expostas (mais afastadas da entrada das marinas), uma vez que a percentagem de larvas e alimento que consegue atingir esses locais é bastante inferior. Porém, essa tendência não foi verificada para as marinas do estuário do Tejo, possivelmente porque o ciclo de marés providencia uma boa troca da massa de água que penetra no interior destas marinas, reduzindo a heterogeneidade das condições ambientais tal como foi possível verificar para os parâmetros salinidade e temperatura que não apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre exposições.

Os parâmetros salinidade e temperatura também não apresentaram diferenças entre a zona mais e menos exposta ao hidrodinamismo, o que ajuda a explicar a ausência de diferenças nas espécies encontradas entre ambas as situações. A composição química do substrato, segundo Bavestrello *et al.* (2000), é um fator estruturante para a comunidade bentónica, podendo potenciar o estabelecimento de determinadas espécies, no entanto, a sua contribuição para os padrões de distribuição registados para as comunidades das marinas do estuário do Tejo foi bastante reduzido, podendo indicar que não há uma preferência clara pela colonização de substratos de betão ou PVC. É também de realçar que, através das amostragens semi-quantitativas, foi possível observar a colonização, por parte das ENI, de outras estruturas, como boias e cabos, que nalguns casos apresentaram uma elevada abundância de espécies não indígenas, nomeadamente do briozoário *W. subtorquata*, nas marinas de Oeiras e de Alcântara, e da ascídia *S. plicata* e do briozoário *T. inopinata*, na marina de Alcântara. Esta análise permitiu também perceber que existe uma maior preferência das ENI por cabos, uma vez que se encontravam mais colonizados, quando comparados com as boias. A estratificação dos parâmetros salinidade e temperatura registada reforça a maior tolerância por parte das ENI a condições adversas (*e.g.* menos luz solar, maior instabilidade hidrodinâmica, maior exposição aos gradientes verticais), que se traduz numa maior colonização das ENI ao longo dos cabos colocados a diversas profundidades.

Comparando a distribuição espacial das comunidades nativa e não indígena, é possível verificar que existe uma menor heterogeneidade entre marinas para as últimas, indicando a menor seletividade de habitats pelas ENI que conseguiram colonizar as marinas e que, na sua maioria, estão

presentes ao longo do estuário até determinada salinidade (neste estudo Vila Franca de Xira, que apresentou uma salinidade média de 8,50). Apesar de apenas ter sido realizada uma medição pontual, outros estudos obtiveram valores de salinidade semelhantes para esta zona, tendo sido registadas salinidades entre 2,35 e 21,50 (Fonseca *et al.*, 2010; Duarte *et al.*, 2018). De notar também que, quando presentes, não existe uma grande variação das ENI nas marinas, reforçando a sua menor seletividade relativamente aos habitats, em consequência da sua maior tolerância às condições ambientais. Várias possibilidades podem explicar esta ocorrência de comunidades nativas relativamente diversas, como a abundância de recursos, que reduz a competição entre espécies nativas e não indígenas ou, como apontado por (Ranasinghe *et al.*, 2005), as ENI podem contribuir para uma maior estruturação e heterogeneidade dos habitats, aumentando a abundância de espécies nativas. Por exemplo, o poliqueta *Pseudopolydora paucibranchiata* (Okuda, 1937), através da formação dos seus tubos no substrato móvel, e, em substrato fixo, o mexilhão-zebra *D. polymorpha*, que forma densas e complexas populações, fornecem mais área de superfície para fixação de outros organismos, bem como refúgio para outros invertebrados (Karatayev *et al.*, 2002).

Para a homogeneidade de espécies dentro de cada marina foram registados fortes contributos de ENI, o que sugere que as comunidades nativas são menos tolerantes e, por isso, refletem mais as condições onde se encontram.

Com este estudo foi possível verificar que as ENI são mais tolerantes aos gradientes ambientais do que as espécies nativas, uma vez que o gradiente estuarino tem muito mais influência nas comunidades nativas, visível na maior heterogeneidade de espécies nativas registadas. As ENI, quando presentes, são semelhantes em todas as marinas de recreio estudadas. São também muito menos seletivas em termos de habitat e mais tolerantes, aparecendo ao longo de todo o estuário até determinada salinidade (ausência em Vila Franca de Xira). Há também uma maior incidência de ENI em zonas com salinidade mais elevada e com maior proximidade a terminais portuários. De futuro seria interessante estender este tipo de trabalho às restantes marinas do estuário do Tejo bem como avaliar a colonização das marinas tendo em conta a sazonalidade. A monitorização contínua da colonização das marinas de recreio, de forma a conseguir detetar novas introduções, bem como estudar possíveis interações entre as ENI e espécies nativas e tentar prever o seu impacto, também deve ser pontos importantes a considerar em estudos futuros.

2.5 Referências bibliográficas

- Allen, B., Power, A., O’Riordan, R., Myers, A., & McGrath, D. (2006). Increases in the abundance of the invasive barnacle *Elminius modestus* Darwin in Ireland. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, 106B, 155–161.
- Arenas, F., Bishop, J., Carlton, J., Dyrinda, P., Farnham, W., Gonzalez, D., Jacobs, M., Lambert, C., Lambert, G., Nielsen, S., Pederson, J., Ward, S., & Wood, C. (2006). Alien species and other notable records from a rapid assessment survey of marinas on the south coast of England. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 86: 1329–1337.
- Ashton, G., Boos, K., Shucksmith, R., & Cook, E. (2006). Rapid Assessment of the distribution of marine non-native species in marinas in Scotland. *Aquatic Invasions*, 1(4): 209–213.
- Attrill, M. & Rundle, S. (2002). Ecotone or ecocline: ecological boundaries in estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55: 929–936.
- Bavestrello, G., Bianchi, C., Calcinai, B., Cattaneo-Vietti, R., Cerrano, C., Morri, C., Puce, S., & Sara, M. (2000). Bio-mineralogy as a structuring factor for marine epibenthic communities. *Marine Ecology Progress Series*, 193: 241–249.
- Bax, N., Carlton, J., Mathews-Amos, A., Haedrich, R., Howarth, F., Purcell, J., Rieser, A., & Gray, A. (2001). The control of biological invasions in the world’s oceans. *Conservation Biology*, 15:1234–1246.
- Bax, N., Hayes, K., Marshall, A., Parry, D., & Thresher, R. (2002). Man-made marinas as sheltered islands for alien marine organisms: establishment and eradication of an alien invasive marine species. In CR Veitch & MN Clout (eds). *Turning the tide: the eradication of invasive species*, 26–39. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, Reino Unido.
- Bax, N., Williamson, A., Agüero, M., Gonzalez, E., & Geeves, W. (2003). Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity. *Marine policy*, 27(4): 313–323.
- Bulleri, F. & Chapman, M. (2004). Intertidal assemblages on artificial and natural habitats in marinas on the north-west coast of Italy. *Marine Biology*, 145: 381–391.
- Byers, J. (2002). Impact of non-indigenous species on natives enhanced by anthropogenic alteration of selection regimes. *Oikos*, 97(3): 449–458.
- Canning-Clode, J., Fofonoff, P., McCann, L., Carlton, J., & Ruiz, G. (2013a). Marine invasions on a subtropical island: fouling studies and new records in a recent marina on Madeira Island (Eastern Atlantic Ocean). *Aquatic Invasions*, 261–270.
- Canning-Clode, J., Souto, J., & McCann, L. (2013b). First record of *Celleporaria brunnea* (Bryozoa: Lepraliellidae) in Portugal and in the East Atlantic. *Marine Biodiversity Records*, 6: e108.
- Chapman, M. & Underwood, A. (2011). Evaluation of ecological engineering of “armoured” shorelines to improve their value as habitat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 400: 302–313.
- Chapman, P., Dexter, R., & Long, E. (1987). Synoptic measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition (the Sediment Quality Triad) in San Francisco Bay. *Marine Ecology Progress Series*, 37(1): 75–96. JSTOR.

- Cohen, A., Harris, L., Bingham, B., Carlton, J., Chapman, J., Lambert, C., Lambert, G., Ljubenkov, J., Murray, S., Rao, L., Reardon, K., & Schwindt, E. (2005). Rapid assessment survey for exotic organisms in southern California bays and harbors, and abundance in port and non-port areas. *Biological Invasions*, 7: 995–1002.
- Duarte, I., Vasconcelos, R., França, S., Batista, M., Tanner, S., Cabral, H., & Fonseca, V. (2018). Short-term variability of fish condition and growth in estuarine and shallow coastal areas. *Marine Environmental Research*, 134: 130–137.
- Essink, K. & Dekker, R. (2002). General patterns in invasion ecology tested in the Dutch Wadden Sea: the case of a brackish-marine polychaetous worm. *Biological invasions*, 4: 359–368
- Floerl, O. & Inglis, G. J. (2005). Starting the invasion pathway: the interaction between source populations and human transport vectors. *Biological Invasions*, 7: 589–606.
- Fonseca, V., Neill, W., Miller, J., & Cabral, H. (2010). Ecophys. Fish perspectives on growth of juvenile soles, *Solea solea* and *Solea senegalensis*, in the Tagus estuary, Portugal. *Journal of Sea Research*, 64: 118–124.
- Glasby, T. (1999). Differences between subtidal epibiota on pier pilings and rocky reefs at marinas in Sydney, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 48: 281–290.
- Glasby, T., Connell, S., Holloway, M., & Hewitt, C. (2007). Nonindigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions? *Marine biology*, 151: 887–895.
- Gollasch, S. (2002). The importance of ship hull fouling as a vector of species introductions into the North Sea. *Biofouling*, 18: 105–121.
- Iannuzzi, T. J., Weinstein, M. P., Sellner, K. G., & Barrett, J. C. (1996). Habitat disturbance and marina development: An assessment of ecological effects. I. Changes in primary production due to dredging and marina construction. *Estuaries*, 19: 257–271.
- Karatayev, A., Burlakova, L., & Padilla, D. (2002). Impacts of zebra mussels on aquatic communities and their role as ecosystem engineers. In E Leppäkoski, S Gollasch & S. Olenin (eds.). *Invasive aquatic species of Europe: distribution, impacts and management*, pp. 433–446. Springer, Dordrecht, Países Baixos.
- Lambert, C. & Lambert, G. (2003). Persistence and differential distribution of nonindigenous ascidians in harbors of the Southern California Bight. *Marine Ecology Progress Series*, 259: 145–161.
- Lenihan, H., Oliver, J., & Stephenson, M. (1990). Changes in hard bottom communities related to boat mooring and tributyltin in San Diego Bay: a natural experiment. *Marine Ecology Progress Series*, 60: 147–159.
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. (1967). The theory of island biogeography. *Princeton University Press, Princeton*, Nova Jérícia, EUA.
- McGee, B., Schlekot, C., Boward, D., & Wade, T. (1995). Sediment contamination and biological effects in a Chesapeake Bay marina. *Ecotoxicology*, 4: 39–59.
- McKinney, F. & McKinney, M. (2002). Contrasting marine larval settlement patterns imply habitat seeking behaviours in a fouling and a cryptic species (phylum bryozoa). *Journal of Natural History*, 26: 487–500.
- McMahon, R. (2002). Evolutionary and physiological adaptations of aquatic invasive animals: R selection versus resistance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59: 1235–1244.

- Minchin, D., Floerl, O., Savini, D., & Occhipinti-Ambrogi, A. (2006). Small craft and the spread of exotic species. In: J. Davenport & J.L. Davenport (eds). *The ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment*, 10, 99–118. Springer, Dordrecht, Países Baixos.
- Mineur, F., Cook, E., Minchin, D., Bohn, K., Macleod, A., Maggs, C.A., 2012. Changing coast: marine aliens and artificial structures. *Oceanography and Marine Biology. Annual Review* 50, 189–234.
- Nall, C., Guerin, A., & Cook, E. (2015). Rapid assessment of marine non-native species in northern Scotland and a synthesis of existing Scottish records. *Aquatic Invasions*, 10: 107–121.
- Paavola, M., Olenin, S., & Leppäkoski, E. (2005). Are invasive species most successful in habitats of low native species richness across European brackish water seas? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64: 738–750.
- Moyle, P. & Light, T. (1996). Biological invasions of fresh water empirical rules and assembly theory. *Biological Conservation* 78: 149–161.
- Piscart, C., Moreteau, J., & Beisel, J. (2005). Biodiversity and structure of macroinvertebrate communities along a small permanent salinity gradient (Meurthe River, France). *Hydrobiologia*, 551:227–236.
- Ranasinghe, J., Mikel, T., Velarde, R., Weisberg, S., Montagne, D., Cadien, D., & Dalkey, A. (2005). The prevalence of non-indigenous species in southern California embayments and their effects on benthic macroinvertebrate communities. *Biological Invasions*, 7: 679–686.
- Remane, A. 1934. Die Brackwasserfauna. *Zoologischer Anzeiger* 7: 34–74.
- Sandlund, O., Schei, P., & Viken, A. (1999). Introduction: the many aspects of the invasive alien species problem. In OT Sandlund, PJ Schei, & A. Viken (eds). *Invasive Species and Biodiversity Management, Population and Community Biology Series* 24: 1–7. Springer Netherlands, Dordrecht, Países Baixos.
- Simberloff, D. & Von Holle, B. (1999). Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions*, 1: 21–32.
- Stachowicz, J., Fried, H., Osman, R., & Whitlatch, R. (2002). Biodiversity, invasion resistance, and marine ecosystem function: reconciling pattern and process. *Ecology*, 83: 2575–2590.
- Toh, K. B., Ng, C. S. L., Wu, B., Toh, T. C., Cheo, P. R., Tun, K. & Chou, L. M. (2017). Spatial variability of epibiotic assemblages on marina pontoons in Singapore. *Urban ecosystems*, 20: 183–197
- Tyrrell, M. & Byers, J. (2007). Do artificial substrates favor nonindigenous fouling species over native species? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 342: 54–60.
- Williamson, M. (1996). Biological Invasions. *Population and Community Biology Series*, 15. Springer Netherlands, Dordrecht, Países Baixos.
- Ysebaert, T., Herman, P., Meire, P., Craeymeersch, J., Verbeek, H., & Heip, C. (2003). Large-scale spatial patterns in estuaries: Estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW Europe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57: 335–355.

Capítulo 3

Sucesso de colonização das zonas limítrofes às marinas de recreio

Resumo

A maior ocupação costeira tem-se traduzido num aumento das infraestruturas costeiras, de forma a dar resposta às necessidades habitacionais, económicas, comerciais e recreativas das populações que aí habitam. As marinas de recreio são um ponto preferencial de entrada e um importante reservatório de espécies não-indígenas, uma vez que, as suas infraestruturas fornecem uma vasta gama de superfícies de fixação, ideais para albergar os novos colonizadores. As marinas podem ainda funcionar como corredores na dispersão de espécies não indígenas, quer esta aconteça naturalmente, quer promovida por actividades antropogénicas, como a navegação de recreio. Esta dispersão secundária pode ainda ser facilitada, caso as espécies em causa apresentem fases larvares planctónicas. Dados os impactos associados à introdução de espécies exóticas nos habitats naturais e a sua complicada erradicação uma vez instaladas, é necessário perceber se esta dispersão, de facto, ocorre nos diferentes tipos de habitats recetores. Para verificar o risco de colonização dos habitats naturais ao longo do gradiente estuarino do rio do Tejo, foram amostradas as marinas de Oeiras, de Alcântara, do Parque das Nações e de Vila Franca de Xira, bem como os substratos fixos localizados nas zonas limítrofes dessas mesmas marinas. As amostragens consistiram em raspagens de uma área de 20 x 20 cm, para determinação da abundância das ENI, espécies nativas e criptogénicas. Foi identificado um total de 14 ENI nas marinas de recreio do estuário do Tejo estudadas, 8 das quais foram detetadas nas áreas adjacentes às marinas de recreio, sendo uma encontrada exclusivamente na zona limítrofe. Apesar da redução acentuada no número de ENI do interior para o exterior das marinas, estas diferenças não foram estatisticamente significativas. De destacar que todas as espécies não indígenas registadas apresentam características do seu ciclo de vida que propiciam a dispersão secundária, como estágios larvares pelágicos longos e elevada tolerância a diferentes condições ambientais, particularmente salinidade, temperatura e poluição. Contudo, a maior taxa de dispersão para uma zona exterior à marina foi registada na zona adjacente ao Parque das Nações, cujas condições ambientais são representativas de uma zona intermédia do estuário. Comparando as comunidades presentes no interior e no exterior das marinas foi possível concluir que o número de espécies nativas é sempre mais elevado nas marinas e em zonas com salinidade mais elevada. O mesmo não acontece com as ENI, tendo sido registado um maior número destas espécies no exterior do Parque das Nações, comparativamente à zona limítrofe da marina de Oeiras. Este último local terá sido aquele com menor colonização, provavelmente devido ao facto de os substratos naturais amostrados estarem colonizados com espécies nativas e, por isso, sem nichos disponíveis para as ENI. Estes resultados revelaram a existência de um risco ecológico associado a estas espécies, visto que as mesmas podem colonizar os habitats adjacentes às marinas de recreio, refutando a teoria de que os pontões constituem habitats preferenciais para estas espécies, prevenindo a sua dispersão. Esta conclusão evidencia a necessidade de implementação de medidas de mitigação, mas mais importante que isso medidas de prevenção à introdução de novas espécies não indígenas.

Palavras-chave: Dispersão secundária de ENI; ENI em marinas de recreio; Gradiente estuarino e ENI; Risco ecológico de ENI

3.1 Introdução

A maior ocupação populacional das zonas litorais foi acompanhada pela construção de estruturas artificiais nos ambientes costeiros, que providenciam habitats artificiais de substrato fixo, permanentemente submersos, que podem servir de habitats para uma vasta gama de organismos (Connell, 2000).

O risco de invasão das zonas estuarinas tem vindo a aumentar significativamente, em parte devido a alterações dos habitats, devido ao aumento do tráfego marítimo associado ao comércio e recreação, bem como ao aumento da urbanização destes locais, com o consequente aumento de infraestruturas construídas (Ruiz *et al.*, 1997; Cohen & Carlton, 1998). Connell & Glasby (1999) demonstraram que estas estruturas são os primeiros locais de fixação de ENI e, posteriormente, funcionam como *stepping stones*, para a colonização dos habitats naturais. Após uma primeira fase de colonização, as espécies não indígenas (ENI) podem posteriormente dispersar-se ao longo do litoral ou para outros locais, como resultado de dispersão natural e/ou navegação de grandes e pequenas embarcações (Minchin *et al.*, 2006). Esta dispersão pode resultar em alterações substanciais na biodiversidade local, modificar a estrutura e as funções dos ecossistemas e ainda alterar os serviços associados a esses sistemas (Ojaveer & Kotta, 2015).

As marinas de recreio são normalmente localizadas junto a grandes centros populacionais e têm aumentado significativamente desde o fim do século XX. Nestas infraestruturas, tanto as estruturas fixas (estacas), como as estruturas flutuantes (pontões), e ainda os cascos das embarcações, fornecem grandes áreas de superfície e apresentam-se fortemente povoadas por comunidades sésseis (Floerl, 2002). A fixação e estabelecimento destes organismos são facilitados pela reduzida sedimentação devido às correntes de maré e à ação das ondas, contudo, estes movimentos de água resultam numa melhor fixação das cracas, esponjas e tunicados (Glasby, 2001). Estas estruturas são normalmente de betão, madeira e/ou PVC, e são colonizadas, sobretudo, por organismos sésseis/incrustantes, como tunicados, cracas, hidróides, mexilhões e serpulídeos, que criam habitats biogénicos para outras espécies. As populações colonizadoras das espécies introduzidas por via da navegação têm-se estabelecido dentro de marinas recreativas e portos de transporte comercial. O facto de os pontões não serem limpos com regularidade, aliado a que muitas vezes não são tratados com produtos anti-vegetativos, faz com que estejam fortemente colonizados (Minchin *et al.*, 2006) e que, consequentemente, as embarcações atracadas sejam gradualmente colonizadas pelas espécies presentes nos pontões (Floerl & Inglis, 2005). Como tal, a navegação é apontada, não só como um dos fatores que mais contribuiu para a introdução primária de ENI, mas também para a sua dispersão secundária, visto que o seu aumento tem promovido, não só o incremento do transporte de espécies e o seu consequente estabelecimento em locais onde não ocorreriam sem intervenção humana, mas também a sua dispersão (Lord *et al.*, 2015).

A dispersão secundária é promovida pelo facto de a maioria destas espécies libertar propágulos planctónicos que, ou se dispersam de forma passiva, ou apresentam uma fase pelágica relativamente curta, ou, sendo ativos, conseguem permanecer na coluna de água durante semanas (McQuaid & Arenas, 2009). Isto é agravado pelo facto de a proteção conferida pelas marinas poder causar o arrastamento de água e propágulos, durante a subida da maré, o que se traduz numa elevada concentração de larvas e aumentos nas taxas de recrutamento (Floerl & Inglis, 2003). Eventualmente, estas populações podem atingir proporções que lhes permitam a dispersão para habitats naturais (Farrell & Fletcher, 2006). Enquanto a introdução primária está absolutamente relacionada com a intervenção humana, a dispersão secundária pode resultar apenas de uma expansão natural da espécie, desencadeada, por exemplo, pelas correntes e migrações de outras espécies, mas também pode ser propiciada através da navegação comercial e pequenas embarcações de recreio (Minchin *et al.*, 2006).

Estas embarcações de recreio são apontadas como um dos principais fatores de risco associados à dispersão secundária (Murray *et al.*, 2011). Tal pode ser explicado pelo facto de as embarcações de recreio serem vetores ideais para espécies incrustantes, visto que podem viajar longas distâncias a uma velocidade relativamente reduzida (Minchin *et al.*, 2006).

Vários estudos demonstraram a dispersão de ENI a partir dos locais de introdução, como por exemplo a craca *Austrominius modestus* (Darwin, 1854), que colonizou rapidamente as estruturas de defesa costeira na Holanda (Borsje *et al.*, 2011), ou a ostra do Pacífico (*Magallana gigas*, Thunberg, 1793), que também colonizou estruturas de defesa costeira no nordeste de Itália (Bacchiocchi & Airoidi, 2003). Os portos podem funcionar igualmente como *stepping stones* e têm sido implicados em invasões de ascídias (Lambert & Lambert, 2003). Kerckhof *et al.* (2007) também documentaram a elevada colonização das paredes do porto de Nieuwpoort, Bélgica, por *M. gigas*. Contudo, Ros *et al.* (2013) demonstraram que esta expansão pode não se verificar para todas as espécies, tal como aconteceu com os anfípodes caprelídeos presentes nas marinas do Mediterrâneo, que, apesar da sua elevada densidade populacional nas marinas, apenas se encontram nos habitats artificiais, não tendo sucesso na dispersão secundária. Concluíram também que as embarcações de recreio, como vetor secundário, eram pouco eficazes no transporte destes crustáceos da marina para o habitat natural, em oposição ao que foi registado para o transporte entre marinas (Ros *et al.*, 2013).

Uma vez que as ENI apenas constituem uma ameaça para os ecossistemas a partir do momento que conseguem colonizar os habitats naturais e que, após o seu estabelecimento, a sua erradicação é largamente utópica, é imperativo perceber se esta colonização realmente ocorre em todos os tipos de habitats ou se estas espécies ficam circunscritas às marinas, tendo um impacto ecológico mais reduzido. As marinas de recreio localizadas ao longo do gradiente halino na margem norte do estuário do Tejo foram utilizadas como caso de estudo para perceber quais as ENI de invertebrados que apresentam maior risco de invasão do meio natural e se esse risco é distinto em diferentes áreas do estuário, tendo em conta a sua capacidade de dispersão para os ambientes limítrofes às marinas. Foram definidos os seguintes objetivos específicos:

- Identificar as ENI de invertebrados incrustantes presentes nas marinas de recreio do estuário do Tejo;
- Detetar a presença/ ausência de ENI de invertebrados incrustantes nas zonas limítrofes às marinas de recreio;
- Determinar os possíveis fatores implicados na dispersão destas espécies.

3.2 Materiais e métodos

3.2.1 Amostragem

Para identificar as ENI presentes nas marinas de recreio do estuário do Tejo foram amostradas as marinas de Oeiras, de Alcântara, do Parque das Nações, e de Vila Franca de Xira, com utilização da metodologia indicada no Capítulo 2, ou seja, raspagem de uma área de 20 x 20 cm nos em flutuadores (24 estações de amostragem em cada marina). Para analisar o sucesso de colonização, pelas ENI dos ecossistemas limítrofes às marinas de recreio, foram efetuadas, durante o mês de Maio de 2017, amostragens em habitats adjacentes, de forma a verificar se ocorreu dispersão secundária das mesmas. As amostragens foram realizadas em zonas intertidais de substrato fixo, recorrendo à mesma técnica utilizada nas marinas de recreio. Foram selecionadas áreas localizadas imediatamente a montante e a jusante das marinas, exceto na marina de Alcântara, onde a amostragem se processou unicamente a jusante da marina, devido à inexistência de substratos rochosos acessíveis a montante. O número de

amostras recolhidas foi proporcional à diversidade de substratos disponíveis (*i.e.* enrocamentos, blocos de pedra, plataformas rochosas, seixos, pneus e outras estruturas artificiais). Foram recolhidas 3 amostras no Parque das Nações, 4 amostras em Oeiras e Vila Franca de Xira e 5 amostras em Alcântara. Esta amostragem teve como finalidade, não só avaliar a capacidade de dispersão das ENI, mas também caracterizar os invertebrados existentes nestes locais. Foram ainda efetuadas amostragens semi-quantitativas, através de inspeções visuais em toda a área limítrofe das marinas de recreio, para deteção da presença de ENI e sua quantificação em classes de abundância relativa (*i.e.* Muito comum, Comum, Pouco Comum e Rara). Com esta amostragem semi-quantitativa pretendeu-se caracterizar, de forma rápida, a abundância das ENI com capacidade de dispersão além marina.

Posteriormente, as amostras de invertebrados foram conservadas em álcool a 70%, com exceção dos tunicados, que foram preservados em formol 5%. Seguiu-se um processo de triagem, identificação dos organismos, até ao nível mais baixo possível. Todos os organismos para os quais foi possível efectuar uma determinação taxonómica até ao nível da espécie, foram classificados como espécies nativas, não indígenas ou criptogénicas, neste último caso quando a sua origem não era clara.

3.2.2 Tratamento de dados

Para identificar os padrões de distribuição espacial da comunidade de invertebrados (global e não indígenas) presentes nas marinas de recreio da margem norte do estuário do Tejo realizaram-se duas análises PCO (Ordenação de Coordenadas Principais), utilizando uma matriz de presença/ausência de todos os invertebrados incrustantes registados nas marinas de Oeiras, de Alcântara, do Parque das Nações e de Vila Franca de Xira, bem como os registados nas respetivas zonas adjacentes. Esta ordenação foi efetuada com a utilização do *software Primer 6/Permanova+* (Clarke & Gorley, 2006; Anderson *et al.*, 2008), tendo os dados de presença/ausência sido analisados através de uma matriz de semelhanças, construída recorrendo ao coeficiente de similaridade de *Bray-Curtis*.

Foi realizado um teste *Wilcoxon* recorrendo ao *software IBM SPSS Statistic 2.5*, para avaliar se existiam diferenças entre as ENI de invertebrados presentes nas marinas amostradas e nas zonas limítrofes das marinas de Oeiras, de Alcântara e do Parque das Nações. Para tal foi utilizada uma matriz de presença/ausência, utilizando como variáveis o interior e o exterior da marina, colocando numa coluna as ENI registadas, e a sua presença ou ausência (assinaladas com 1 e 0, respetivamente) dentro e fora da marina, nas colunas seguintes.

3.3 Resultados

Os resultados obtidos na amostragem às marinas podem ser encontrados no Capítulo 2 – Distribuição e abundância de ENI nas marinas de recreio do estuário do Tejo. No que respeita às zonas adjacentes às marinas, foram registados um total de 55 *taxa* diferentes (AnexoIII). O maior número de invertebrados autóctones foi registado em Alcântara (27), seguido de Oeiras e Parque das Nações (11 e 12, respetivamente), tendo Vila Franca de Xira (3) registado o menor número de espécies nativas. Relativamente às ENI presentes nas zonas limítrofes, foi registado um maior número em Alcântara e no Parque das Nações, ambas com 9, e menor em Oeiras, com apenas 4. Em Vila Franca de Xira, tal como na marina contígua, não foram registadas ENI de invertebrados. Apenas foram encontradas espécies criptogénicas em Alcântara, no Parque das Nações e em Vila Franca de Xira, tendo sido somente registada uma em cada zona adjacente à respetiva marina (Figura 3.1).

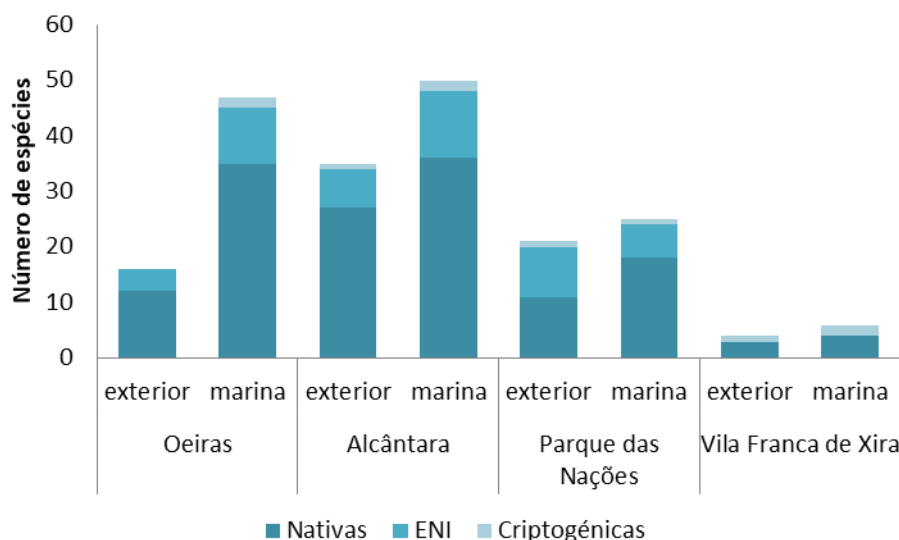


Figura 3.1 - Número de espécies de invertebrados incrustantes encontradas nas marinas de Oeiras (O), Alcântara (A), Parque das Nações (PN) e Vila Franca de Xira (VFX) e nas zonas limítrofes das mesmas (exterior).

A análise da figura 3.1 permite observar que o número de espécies de invertebrados nativos é sempre mais elevado nas marinas com maior salinidade (Oeiras, Alcântara e Parque das Nações), contudo o mesmo não se verifica para as ENI, pois existe um maior número destas espécies na zona exterior do Parque das Nações, quando comparado com Oeiras. De notar que há sempre mais espécies nativas no interior das marinas do que no exterior. No entanto, o mesmo não acontece com as ENI, uma vez que no Parque das Nações há mais ENI no exterior do que no interior. Em Oeiras e Alcântara identificou-se uma proporção menor de ENI no exterior, relativamente à marina.

Foram encontradas 9 ENI com capacidade de dispersão secundária. Em Oeiras foram registadas 4 ENI: 1 Arthropoda (*Caprella scaura*, Templeton, 1836), 1 Chordata (*Microcosmus squamiger*, Michaelsen, 1927) e 2 Bryozoa (*Tricellaria inopinata*, d'Hondt & Occhipinti Ambrogi, 1985 e *Watersipora subtorquata*, d'Orbigny, 1852); em Alcântara 7 ENI: 5 Arthropoda (*Amphibalanus amphitrite*, Darwin, 1854, *Austrominius modestus*, Darwin, 1854, *Balanus trigonus*, Darwin, 1854 e *C. scaura*), 1 Chordata (*M. squamiger*) e 2 Bryozoa (*T. inopinata* e *W. subtorquata*); e no Parque das Nações 9 ENI: 4 Arthropoda (*A. amphitrite*, *A. modestus*, *B. trigonus* e *C. scaura*), 1 Mollusca (*Chaetopleura angulata*, Spengler, 1797), 1 Chordata (*M. squamiger*) e 3 Bryozoa (*Bugula neritina*, Linnaeus, 1758, *T. inopinata* e *W. subtorquata*).

Tabela 3.1- Espécies não indígenas de invertebrados registradas nas marinas de Oeiras, de Alcântara e do Parque das Nações e respetivas zonas limítrofes.

	Oeiras		Alcântara		Parque das Nações	
	marina	exterior	marina	exterior	marina	exterior
Mollusca						
<i>Chaetopleura angulata</i>	-	-	X	-	-	X
<i>Magalana gigas</i>	X	-	X	-	X	-
Arthropoda						
<i>Amphibalanus amphitrite</i>	X	-	X	X	-	X
<i>Austrominius modestus</i>	X	-	X	X	X	X
<i>Balanus trigonus</i>	X	-	X	X	-	X
<i>Caprella scaura</i>	-	X	-	X	-	X
<i>Palaemon macrodactylus</i>	-	-	-	-	X	-
<i>Rithropanopeus harrisii</i>	X	-	-	-	-	-
Bryozoa						
<i>Bugula neritina</i>	X	-	X	-	X	X
<i>Tricellaria inopinata</i>	X	X	X	X	-	X
<i>Watersipora subtorquata</i>	X	X	X	X	X	X
Chordata						
<i>Microcosmus squamiger</i>	X	X	X	X	-	X
<i>Molgula manhattensis</i>	-	-	X	-	X	-
<i>Styela clava</i>	-	-	X	-	-	-
<i>Styela plicata</i>	X	-	X	-	-	-
Total de espécies	10	4	12	7	6	9

As espécies com maior taxa de sucesso na colonização das zonas limítrofes às marinas de recreio foram *C. scaura*, *M.squamiger*, *T.inopinata* e *W.subtorquata*, tendo sido registadas em todas as zonas limítrofes (Figura 3.2).

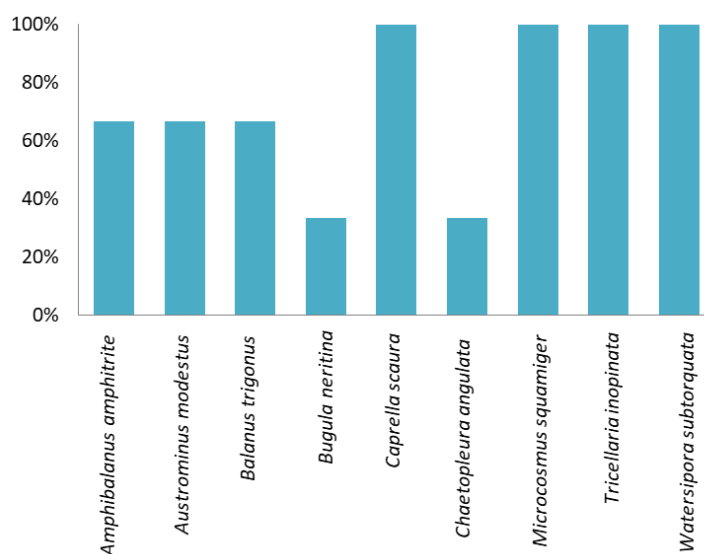


Figura 3.2 - Percentagem de sucesso de colonização das diferentes espécies não indígenas de invertebrados incrustantes registadas nas zonas limítrofes às marinas de Oeiras, de Alcântara e do Parque das Nações.

É possível verificar que existe um maior sucesso de colonização das zonas limítrofes das ENI de invertebrados incrustantes pertencentes ao Filo Arthropoda (cerca de 44%), seguido do Filo Bryozoa (cerca de 33%) e, finalmente, Chordata e Mollusca (cerca de 11% cada um) (Figura 3.3). Apesar da elevada percentagem de ENI pertencentes ao Filo Chordata existentes nas marinas, apenas *M. squamiger* foi encontrado nas áreas limítrofes. Pelo contrário, as ENI pertencentes ao Filo Bryozoa assumem uma maior relevância nas zonas limítrofes às marinas amostradas evidenciando assim a sua capacidade de dispersão.

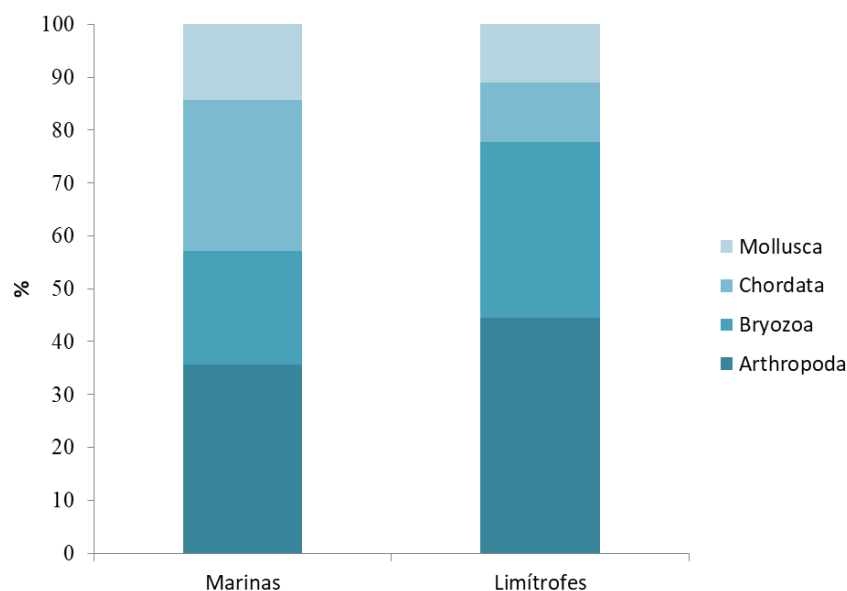


Figura 3.3 - Percentagem de espécies não indígenas pertencentes aos filos Arthropoda, Bryozoa, Chordata e Mollusca nas marinas de Oeiras, de Alcântara e do Parque das Nações e respetivas áreas limítrofes.

A PCO (Figura 3.4) realizada tendo em conta a presença/ausência das espécies de invertebrados incrustantes presentes nas marinas de recreio amostradas e respetivas zonas adjacentes no estuário do Tejo, permitiu identificar 3 grupos espaciais distintos, nomeadamente o conjunto das amostras recolhidas em Oeiras e Alcântara e, separadamente, as amostras do Parque das Nações, por um lado, e de Vila Franca de Xira, por outro. As amostras da marina de Vila Franca de Xira separaram-se das restantes ao longo do primeiro eixo da ordenação, que explicou 27,1% da variância. A comunidade de espécies encontradas no Parque das Nações separou-se das de Oeiras e Alcântara ao longo do segundo eixo, que explicou 16,6% da variância. As comunidades de invertebrados incrustantes registadas nas zonas limítrofes das marinas de Alcântara e de Vila Franca de Xira são, em termos espaciais, semelhantes às encontradas nas respetivas marinas. Pelo contrário, as comunidades de invertebrados incrustantes das zonas adjacentes às marinas de Oeiras e do Parque das Nações aparentam ser mais distintas em relação às que estão presentes nas respetivas marinas.

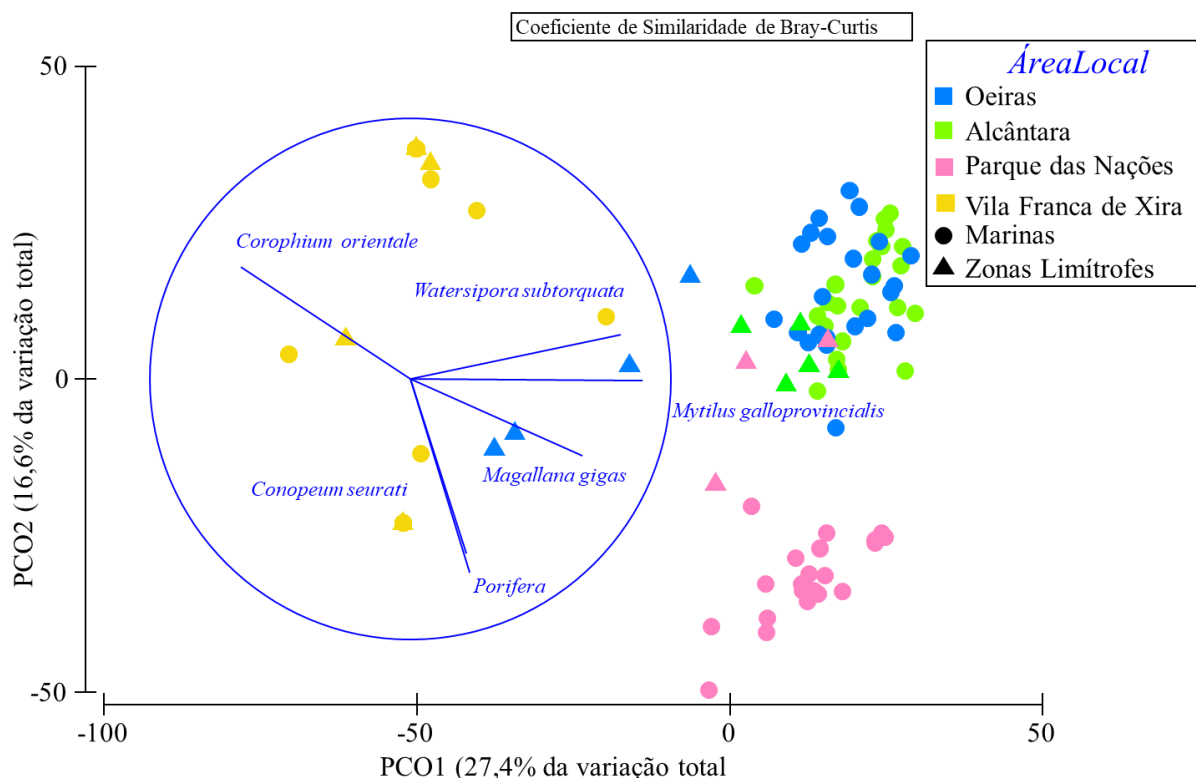


Figura 3.4 -Ordenação das comunidades de invertebrados incrustantes (presença/ausência) presentes nas marinas de Oeiras, de Alcântara, do Parque das Nações e de Vila Franca de Xira e respectivas zonas limítrofes, através de uma Análise de Coordenadas Principais (PCO). Os vetores representam a correlação (correlação de Pearson < 0,7) entre as espécies e os dois primeiros eixos da ordenação.com os eixos da ordenação

As amostras do exterior das marinas de Oeiras e Alcântara estão maioritariamente associadas à ocorrência de *W. subtorquata* e *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819; a de Vila Franca de Xira à presença de *Corophium orientale*, Schellenberg, 1928; e a do Parque das Nações à ocorrência de *Conopeum seurati*, Canu, 1928, *Porifera* e *Magallana gigas*, Thunberg, 1793.

Para perceber como se organizam as comunidades de ENI de invertebrados incrustantes presentes nas marinas de recreio e nas respectivas zonas adjacentes, foi efetuada uma PCO (Figura 3.5) que permitiu identificar a separação da marina do Parque das Nações em relação às de Oeiras e de Alcântara ao longo do primeiro eixo, explicando 43,0% da variância. Ao longo do segundo eixo da ordenação, que explicou 30,8% da variância, observa-se uma separação entre as comunidades de ENI de invertebrados incrustantes das marinas e as das áreas limítrofes, sem, no entanto, se observar uma segregação das diferentes áreas adjacentes.

Os vetores que representam as ENI mostram uma associação de *M. gigas* e *Molgula manhattensis*, De Kay, 1843, às amostras recolhidas na marina do Parque das Nações, enquanto as marinas de Oeiras e Alcântara estão mais associadas à ocorrência de *A. amphitrite*, *W. subtorquata* e *B. neritina*. Por sua vez, as zonas limítrofes das marinas parecem estar associadas à ocorrência de *B. trigonus* e *M. squamiger*.

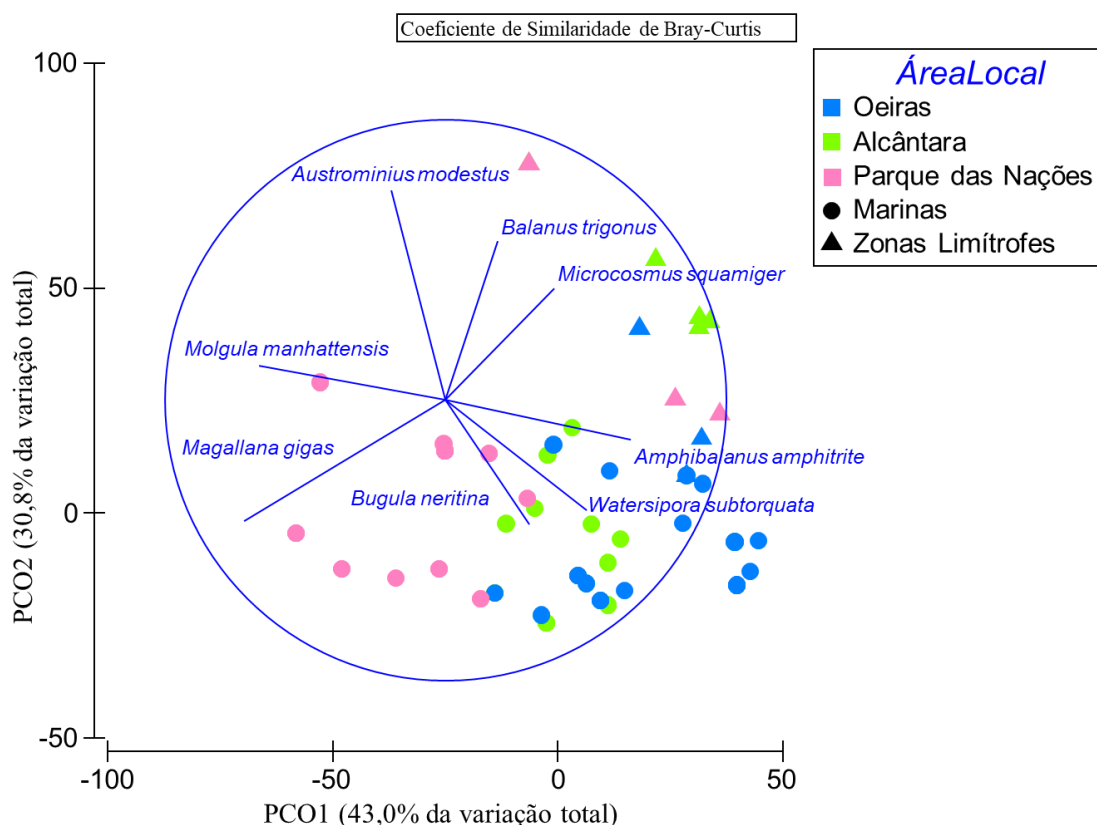


Figura 3.5 - Ordenação da comunidade de espécies não indígenas de invertebrados incrustantes (presença/ausência) presentes nas marinas de Oeiras, de Alcântara e do Parque das Nações e respetivas zonas limítrofes, obtida através de uma análise de coordenadas principais (PCO). Os vetores representam a correlação (correlação de Pearson $< 0,2$ entre as espécies e os dois primeiros eixos da ordenação).

No que diz respeito à presença de ENI, as marinas apresentaram um valor médio superior em termos de número de ENI, quando comparadas com as zonas limítrofes (0,78 e 0,51 respetivamente), indicando uma tendência para uma maior prevalência destas espécies no interior das marinas.

De facto, analisando as ENI presentes no interior e no exterior das marinas, é possível verificar que existem 18 casos em que a ENI apenas está presente no interior da marina; 8 casos em que se verifica o oposto; e, por fim, 11 casos em que a ENI está presente no interior e no exterior da marina (Anexo IV). Contudo, apesar das variações referidas anteriormente para as ENI entre o interior das marinas de Oeiras, de Alcântara e do Parque das Nações e as suas zonas limítrofes, de acordo com o teste de *Wilcoxon*, as mesmas não são estatisticamente significativas ($p\text{-value} > 0,05$).

3.4 Discussão

De forma a compreender os impactos das invasões biológicas nas comunidades epibentónicas dos ecossistemas aquáticos é fundamental comparar as comunidades existentes nos habitats artificiais e naturais (Bulleri & Chapman, 2004). Apesar de ainda não ser claro se as estruturas artificiais terem têm ou não maior probabilidade de ser colonizadas por ENI (Mineur *et al.*, 2012), a ocorrência de uma elevada diversidade de espécies não indígenas em estruturas antropogénicas, disponíveis em áreas de interação com vetores de introdução destas espécies, como é o caso da presença de flutuadores, estacas, cabos e boias em marinas de recreio tem sido identificada em diversos estudos focados nesta temática (*e.g.* Davidson *et al.*, 2010; Murray *et al.*, 2011). Tem sido verificada a dispersão dessas espécies e colonização dos ecossistemas naturais adjacentes às marinas, mas nem sempre as ENI são

bem-sucedidas nesses ambientes exteriores às marinas porque *i*) o habitat disponível para colonização é menor; e *ii*) existe uma maior resistência biótica nesses ambientes, em particular no que diz respeito à ocorrência de potenciais predadores (Simkanin *et al.*, 2013).

O presente estudo procurou perceber se haveria dispersão das ENI de invertebrados incrustantes presentes nas marinas de recreio do estuário do Tejo para os ecossistemas adjacentes e se essa dispersão ocorreria de forma distinta ao longo do gradiente halino. De uma forma geral, foi registada uma maior riqueza de espécies não indígenas e nativas nas marinas e respetivas áreas adjacentes de Oeiras e de Alcântara, sendo menor o número de espécies nas marinas localizadas em condições ambientais com menor salinidade (Parque das Nações e Vila Franca de Xira). De destacar que a maior prevalência de espécies nativas dentro das marinas poderá dever-se ao facto de a intensidade de amostragem ter sido muito superior nas mesmas. O facto de nas marinas de Alcântara, do Parque das Nações e de Vila Franca de Xira terem sido amostradas algumas estruturas artificiais, como enrocamentos e pneus, entre outras, pode ter contribuído para o facto de a marina de Oeiras ter sido o local onde que se registou menor dispersão natural, precisamente por apenas terem sido amostrados substratos naturais. Este tipo de substrato é preferencialmente colonizado por espécies nativas e, por isso, diminui a área de nicho disponível as ENI. Este facto é ainda reforçado por as comunidades presentes dentro das marina serem, em termos espaciais, diferentes das encontradas nas zonas limítrofes da marina de Oeiras.

O número de espécies exóticas registadas nas áreas limítrofes (9) foi inferior ao registado nas marinas (14), mas indica a possível a dispersão de ENI a partir das marinas de recreio para as zonas adjacentes. Tal como foi observado em estudos semelhantes, foi registado um maior número de ENI nos habitats artificiais providenciados pelas marinas de recreio, apesar das diferenças observadas entre o número de ENI dentro e fora das marinas não serem estatisticamente significativas (Glasby & Connell, 2001; Paulay *et al.*, 2002; Glasby *et al.*, 2007).

Em zonas com maior salinidade (Oeiras e Alcântara) verificou-se a ocorrência de um maior número de espécies nativas, no entanto, a mesma tendência não se verifica para as ENI, já que no Parque das Nações se registou um valor mais elevado destas espécies, na zona exterior, quando comparado com Oeiras (salinidade mais elevada). O Parque das Nações apresentou também um maior número de ENI no exterior, comparativamente à marina, o que deixa em aberto três hipóteses explicativas: *i*) estas espécies podem ter sido introduzidas no estuário do Tejo a partir de outros vetores de introdução existentes na mesma área; *ii*) há uma influência da sazonalidade, tendo estes resultados refletido diferentes épocas de amostragem do interior e exterior da marina; ou *iii*) as áreas de menor salinidade do estuário do Tejo têm maior disponibilidade de nichos ecológicos para serem colonizados pelas ENI. Apesar de, efetivamente, as marinas de recreio de Alcântara e do Parque das Nações se encontrarem na proximidade de terminais portuários com navegação internacional, as ENI que foram identificadas no exterior das marinas ocorreram todas no seu interior, com exceção do anfípode *C. scaura*. Esta espécie, no Mar Piccolo (Itália) encontra-se presente ao longo de todo ano, apresentando um pico de densidade populacional em março, seguido de um declínio nos meses de Verão (julho, agosto e setembro) e de um novo aumento em outubro (Prato *et al.*, 2013). O facto de não ter sido registada a presença deste caprelídeo nas marinas reflete, expressa provavelmente a época de amostragem das marinas e não a sua ausência nas mesmas, visto que existem registos da sua presença nas marinas de Portugal e do Tejo, nomeadamente na marina de Cascais (Ros *et al.*, 2014; Chainho *et al.*, 2015) e em amostragens realizadas recentemente nas marinas de Alcântara e Parque das Nações (P. Chainho, comunicação pessoal). Esta espécie tem sido repetidamente associada a comunidades incrustantes em estruturas artificiais. Aparece, muitas vezes, relacionada com alguns briozoários, preferencialmente com *B. neritina*, mas também com

Amathia verticillata (delle Chiaje, 1822) e *T. inopinata* (Ros *et al.*, 2014). O sucesso da sua dispersão nas marinas e costa do Mediterrâneo e Atlântico Sul parece estar associado, por um lado, à sua elevada capacidade de aderir a outros organismos através do seu dátilo (Schulz & Alexander, 2001) e, por outro lado, à presença do briozoário *B. neritina*, visto que esta espécie apresenta uma grande facilidade em se incrustar nos cascos dos navios, sendo esta potenciada pela sua tolerância a tintas anti-vegetativas (Piola & Johnston, 2006), ocorrendo assim o transporte das suas colónias entre marinas. Os resultados obtidos para esta espécie não corroboram os obtidos por Ros *et al.* (2013), que não registou a proliferação desta espécie a partir das marinas de Ilha de Maiorca para os habitats rochosos adjacentes, mas sim a dispersão secundária de *C. scaura* entre as diversas marinas amostradas, reforçando o papel das embarcações de recreio neste processo. Contudo, foi registada, nesse estudo, a proliferação para habitats rochosos de um outro caprelídeo (*Caprella acanthifera*, Leach, 1814) devido à sua maior plasticidade em colonizar outros organismos, como briozoários, hidróides e macroalgas (Ros *et al.*, 2013).

A dispersão de propágulos reprodutivos, como sementes, esporos e larvas apresenta um papel importante na conectividade de habitats e atua como propulsor de dinâmica populacional, fluxo genético e distribuição de espécies nativas e não indígenas marinhas e terrestres (Roberts, 1997; Cowen & Sponaugle, 2009; Pergl *et al.*, 2011). Para a maioria dos invertebrados marinhos, a dispersão ocorre durante a fase larvar planctónica, estando a conectividade de habitats relacionada com a duração dessa mesma fase, bem como com os fatores físico-químicos que possam afetar o transporte e sobrevivência das larvas (Levin, 2006). O mesmo parece ocorrer na dispersão do interior para o exterior das marinas de recreio. No entanto, para compreender quais os fatores que poderão ser preponderantes para esta dispersão secundária é importante ter em conta as características dos organismos que tiveram sucesso neste processo. O cirrípede *A. modestus* foi identificado em todas as marinas de recreio estudadas, com exceção de Vila Franca de Xira, e nas zonas limítrofes de Alcântara e Parque das Nações. Esta espécie foi registada inicialmente no Reino Unido, em 1940, a partir de onde se tem estabelecido com sucesso ao longo de toda a costa ocidental da Europa (Gallagher *et al.*, 2015). Várias são as características que têm contribuído para este sucesso, como a sua elevada fecundidade, tempo de geração curto e estágios larvares eurihalinos e euri térmicos que permitem o seu estabelecimento numa vasta gama de habitats (IUCN SSC, 2010). É muito tolerante a variações ambientais, nomeadamente, de temperatura e salinidade, o que lhes confere uma clara vantagem competitiva, havendo registo de diminuição de cirrípedes nativos nos locais da sua introdução (O’Riordan *et al.*, 2009; Gallagher *et al.*, 2015). Todas estas características parecem ter contribuído para a sua dispersão por todas as zonas estudadas no estuário do Tejo, com exceção de Oeiras.

Para a craca *A. amphitrite* apenas foi registada a sua dispersão secundária para as zonas limítrofes de Alcântara e Parque das Nações. De destacar a sua ausência na marina do Parque das Nações, provavelmente devido à elevada abundância de outras espécies incrustantes, nomeadamente da craca *A. modestus*, com as quais compete. *A. amphitrite* é uma espécie com elevada tolerância a stress físico e poluição, bem como a baixos níveis de salinidade (Utinomi, 1960; Lipkin & Safriel, 1971; Shkedy *et al.*, 1995). O facto de esta espécie ter preferência por habitats artificiais abrigados, como portos e marinas, justifica o facto de apenas aparecer no intertidal de Alcântara e Parque das Nações, dado que o local amostrado em Oeiras, devido à sua localização, se encontra muito mais exposto. Provém do Indo-Pacífico, tendo preferência por temperaturas mais elevadas, que favorecem o seu elevado potencial reprodutor, e apresenta um período larvar longo que favorece a dispersão secundária (Torres *et al.*, 2011). Estas condições, aliadas às condições favoráveis de hidrodinamismo, favorecem a proliferação desta espécie para além das marinas.

O cirrípede *B. trigonus* foi registado na zona intertidal do Parque das Nações, apesar da sua ausência desta marina. O seu potencial invasor surge associado à sua tolerância a variações de salinidade, hermafroditismo com fecundação interna e existência de um longo período larvar que favorece a sua capacidade de dispersão, mas também à sua elevada capacidade reprodutiva (Henriques *et al.*, 2016). As larvas deste cirrípede são fortemente influenciadas pela temperatura e salinidade, sendo a sua fixação favorecida por temperaturas mais baixas e elevada salinidade (Thiyagarajan *et al.*, 2003). Apesar de o cirrípede *A. amphitrite* apresentar uma maior tolerância a variações ambientais de temperatura (20-30 °C) e salinidade (10-45) durante a fase de fixação, quando comparado com o típico do subtidal *B. trigonus* cujos parâmetros óptimos de fixação correspondem a 24-34°C (Thiyagarajan *et al.*, 2003), aquele não foi registado na zona limítrofe de Oeiras. Esta ausência pode estar relacionada com o local de amostragem selecionado, ou seja, o facto de ser uma plataforma rochosa natural, com os nichos ecológicos ocupados pelas espécies nativas e, assim, apenas colonizável por ENI cujo nicho ainda esteja disponível ou com uma grande capacidade competitiva, já que aí apenas foram registados cirrípedes nativos (*Perforatus perforatus*, Bruguière, 1789), mas em abundâncias bastante reduzidas.

O briozoário sésil *B. neritina* é encontrado em águas temperadas e subtropicais ao longo de todo o Mundo e apresenta um estágio larvar pelágico (Ryland *et al.*, 2011). Após a sua libertação das colónias, as larvas sofrem um processo de metamorfose (1-2 dias), seguindo-se a fase de fixação (GISD), o que não favorece a dispersão secundária, visto que invertebrados com fases larvares planctónicas de 24h ou menos apresentam uma menor capacidade de dispersão – cerca de 1km (Shanks, 2009). As suas colónias são fortemente associadas a portos e baías e zonas intertidais até 5m de profundidade (GISD, 2018). Encontra-se actualmente estabelecida ao longo de toda a costa portuguesa, estando presente em regiões eurialinas e polialinas (Derungs, 2016). Apenas foi registada a sua dispersão no Parque das Nações, reforçando assim o comprovado por Glasby & Connell (2001) – apesar de ser muito abundante em pontões artificiais e, de estes funcionarem como *stepping stones*, permitindo a colonização de locais anteriormente inacessíveis, este briozoário é pouco abundante nas costas rochosas, o que corrobora o facto de apenas ter tido sucesso na dispersão secundária numa das marinas amostradas. O facto de não apresentar capacidade de dispersão pode, provavelmente, estar relacionado com uma possível vantagem nos portos e marinas devido à sua elevada tolerância a condições ambientais, nomeadamente a vastas gamas de salinidade, temperatura, turbidez e poluição (Gordon & Mawatari, 1992). O briozoário *T. inopinata* apresentou dispersão secundária nas zonas de Oeiras, de Alcântara e do Parque das Nações. Este briozoário encontra-se vastamente disperso na Europa, incluindo em Portugal (Cook *et al.*, 2013; Chainho *et al.*, 2015). Vários são os fatores apontados para o sucesso desta espécie no processo de invasão, como a tolerância a uma vasta gama de temperaturas (Dyrynda *et al.*, 2000) e baixa salinidade (Occhipinti Ambrogi 1991), bem como a baixa especificidade de substrato. Contudo, a sua preferência por locais abrigados sugeria que, tal como no Mar Adriático (Occhipinti Ambrogi & d'Hondt, 1994) e no Sul de Inglaterra, esta ENI se mantivesse circunscrita às marinas (Dyrynda *et al.*, 2000).

O briozoário *W. subtorquata* apresenta também uma elevada tolerância a temperatura, salinidade e poluição. Apesar do curto ciclo de vida evidenciado por este briozoário, e a rápida fixação a um substrato reduz o seu alcance de dispersão (Derungs, 2016) este briozoário conseguiu dispersar-se a partir das marinas de Oeiras, de Alcântara e do Parque das Nações.

Tal como registado por Naranjo *et al.* (1996) o tunicado *M. squamiger* foi registado, tanto dentro como fora das marinas, com exceção do interior da marina do Parque das Nações. Este tunicado é considerado, a nível global, como um invasor marinho, visto que se tem estabelecido ao longo de todo o Mundo com implicações a nível na fauna indígena (Lambert & Lambert, 1998). Num estudo

em Cubelles, Espanha, Rius *et al.* (2009) registaram este tunicado ao longo de todo o ano, apresentando, contudo, um pico de abundância nos meses de verão, quando ocorre a reprodução. Pouco após a reprodução, os indivíduos mais antigos morrem e regista-se o crescimento da nova coorte durante os meses de Inverno (Rius *et al.*, 2009), o que pode ajudar a explicar a sua ausência na marina do Parque das Nações, dado que a amostragem foi realizada em meados de junho.

Em termos espaciais, as comunidades de invertebrados incrustantes (incluindo espécies nativas e não indígenas) presentes nas zonas limítrofes são semelhantes às encontradas nas respetivas marinas, com exceção do Parque das Nações (cujas comunidades das zonas limítrofes se aproximam mais das presentes nas marinas de Oeiras e Alcântara) e de Oeiras. Estes resultados contrastam com os que foram obtidos por Glasby (1999), já que as comunidades subtidais presentes em diversas marinas de Sydney (Austrália), se revelaram bastante distintas das comunidades de invertebrados incrustantes presentes em habitats rochosos adjacentes às mesmas, sugerindo que as marinas criam um habitat bastante distinto do habitat natural circundante. Existem várias hipóteses explicativas para o afastamento das comunidades encontradas nas zonas limítrofes do Parque das Nações das presentes no interior da marina: *i*) pode existir uma maior circulação de água nas zonas limítrofes e, por isso, as comunidades lá existentes aproximam-se mais das encontradas em Oeiras e Alcântara e, *ii*) pode existir um enviesamento dos resultados em consequência da reduzida riqueza específica registada, com o contributo de muitas ENI.

O menor sucesso de colonização das zonas limítrofes registado em Oeiras faz com que as comunidades aí encontradas se distanciem das encontradas nas marinas, onde foi registado o segundo maior número de ENI. A comunidade de ENI, quando individualizada, não apresenta a mesma tendência que a comunidade global de invertebrados incrustantes. Regista-se uma maior separação das comunidades presentes no interior e no exterior das marinas, enfatizando o papel da comunidade nativa para os padrões encontrados, as diferenças entre as ENI presentes no interior e exterior da marina, bem como a semelhança de espécies com capacidade de dispersão nas diferentes zonas do estuário amostradas. Dada a dispersão secundária de aproximadamente 64% das ENI de invertebrados incrustantes registadas nas marinas de recreio estudadas no estuário do Tejo, estudos adicionais serão necessários para perceber se essa dispersão se deu a partir das marinas de recreio ou se existirão outros vetores de introdução que possam estar na origem da colonização das áreas limítrofes, assim como uma avaliação da ocorrência dentro e fora das marinas realizada durante o mesmo período do ano. De qualquer forma, os resultados obtidos parecem indicar que a zona intermédia dos estuários pode ser uma área de maior risco de dispersão, pelo facto de ter uma maior disponibilidade de nichos ecológicos, comparativamente às áreas marinhas. Os impactos da presença das ENI sobre as comunidades nativas são outro aspeto que merece investigação específica, uma vez que o conhecimento sobre este tipo de impactos ainda é muito limitado. De destacar que, apesar de a dispersão das ENI corresponder a 64% das encontradas nas marinas, 2 das 11 que aí foram registadas, *Rhithropanopeus harrisii* (Gould, 1841) e *Palaemon macrodactylus* (Rathbun, 1902), correspondem a observações pontuais de apenas um indivíduo nas marinas de Oeiras e Parque das Nações, respetivamente. O decápode *R. harrisii* já foi encontrado no Tejo (Projecto-Garcia *et al.*, 2010), podendo ter sido introduzido através de águas de lastro ou aquacultura (Chainho *et al.*, 2015), mas tem sido identificado com alguma frequência em amostras de substratos móveis recolhidas no estuário do Tejo (dados não publicados). No entanto, para *P. macrodactylus* este é o primeiro registo da espécie no estuário do Tejo, uma vez que antes tinha sido referenciado apenas no estuário do Guadiana (Chícharo *et al.*, 2009). Esta confirmação da dispersão de ENI em zonas limítrofes a partir das marinas de recreio sublinha a necessidade de elaborar planos de mitigação, mas principalmente de prevenção, dada a utopia associada à erradicação destas espécies.

A erradicação de uma espécie, invasora ou não, consiste na remoção da totalidade dos seus potenciais reprodutores ou diminuição da sua população até níveis insustentáveis. Este processo pode ser localizado ou abranger milhares de hectares, sendo os projetos mais ambiciosos algo controversos devido ao seu elevado custo e elevado potencial de impactos não previstos (Myers *et al.*, 2000). A erradicação de ENI pode trazer inúmeros benefícios, tanto a nível da conservação da biodiversidade, fornecendo meios para reestruturação ecológica e reintrodução de espécies em risco, como a nível económico, ao eliminar a necessidade de medidas de controlo perpétuas (Clout & Veitch, 2002). Contudo, o desafio de tentar remover ou diminuir a densidade de uma ou mais espécies é, sem dúvida, subestimado. Alguns fatores podem facilitar este processo, tais como a identificação precoce da presença de uma espécie recém-chegada, visto que permite a sua eliminação a uma escala relativamente reduzida. A remoção do mexilhão *Mytilopsis* *sp* no porto de Darwin (Austrália), é um exemplo de sucesso. Contudo, é expectável que o mesmo acarrete alguns impactos ambientais, associados à utilização de lixívia e sulfato de cobre (CuSO₄), ainda que, possivelmente, apenas restritos à marina (Bax *et al.*, 2002). Este tipo de erradicação é apenas possível quando a presença das ENI é detetada numa fase precoce do seu estabelecimento, sendo para isso essencial existirem mecanismos de alerta para a deteção destas espécies nas áreas de maior potencial de entrada, como é o caso das marinas de recreio. Para ENI estabelecidas, o elevado custo, potenciais impactos a nível ecológico e ambiental tornam este processo inexecutável, sendo a prevenção a melhor forma de lidar com esta problemática. Com este estudo foi possível perceber que, apesar de ter sido registada uma capacidade de dispersão relevante, existe uma maior prevalência de ENI de invertebrados incrustantes dentro das marinas de recreio. Os resultados sugerem ainda que a zona intermédia do estuário parece apresentar uma maior suscetibilidade a invasões, visto ter sido registada uma maior capacidade de dispersão nesta zona. De futuro seria interessante *i)* alargar este tipo de estudo a marinas localizadas em estuários diferentes, para verificar se as taxas de sucesso dependem do tipo de gradiente estuarino; *ii)* avaliar a capacidade de alcance da dispersão destas espécies a partir das marinas; *e iii)* avaliar o progresso de estabelecimento destas espécies nos habitats naturais, bem como os consequentes impactos para as comunidades nativas.

3.5 Referências bibliográficas

- Bacchiocchi, F. & Airolidi, L. (2003). Distribution and dynamics of epibiota on hard structures for coastal protection. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56: 1157–1166.
- Bax, N., Hayes, K., Marshall, A., Parry, D., & Thresher, R. (2002). Man-made marinas as sheltered islands for alien marine organisms: establishment and eradication of an alien invasive marine species. In CR Veitch & MN Clout (eds). *Turning the tide: the eradication of invasive species*, 26–39. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, Reino Unido.
- Borsje, B. W., van Wesenbeeck, B. K., Dekker, F., Paalvast, P., Bouma, T. J., van Katwijk, M. M., B. de Vries, M. (2011). How ecological engineering can serve in coastal protection. *Ecological Engineering*, 37: 113–122
- Bulleri, F. & Chapman, M. (2004). Intertidal assemblages on artificial and natural habitats in marinas on the north-west coast of Italy. *Marine Biology*, 145: 381–391.
- Chainho, P., Fernandes, A., Amorim, A., Avila, S. P., Canning-Clode, J., Castro, J. J., Costa, A. C., Costa, J. L., Cruz, T., Gollasch, S., Grazziotin-Soares, S., Melo, R., Micael, J., Parente, M., Semedo, J., Silva, T., Sobral, D., Sousa, M., Torres, P., Veloso, V., & Costa, M. (2015). Non-indigenous species in Portuguese coastal areas, coastal lagoons, estuaries and islands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 167: 199–211.
- Clout, M. & Veitch, C. R. (2002). Turning the tide of biological invasion: the potential for eradicating invasive species. In CR Veitch & MN Clout (eds). *Turning the tide: the eradication of invasive species*, pp. 1–3. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, Reino Unido.
- Cohen, A. N. & Carlton, J. T. (1998). Accelerating Invasion Rate in a Highly Invaded Estuary. *Science*, 279: 555–557
- Connell, S. (2000). Floating pontoons create novel habitats for subtidal epibiota. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 247: 183–194.
- Connell, S. & Glasby, T. (1999). Do urban structures influence local abundance and diversity of subtidal epibiota? A case study from Sydney Harbour, Australia. *Marine Environmental Research*, 47: 373–387.
- Cook, E., Stehlíková, J., Beveridge, C., Burrows, M., Blauwe, H., & Faasse, M. (2013). Distribution of the invasive bryozoan *Tricellaria inopinata* in Scotland and a review of its European expansion. *Aquatic Invasions*, 8(3): 281–288.
- Davidson, I., Zabin, C., Chang, A., Brown, C. W., Sytsma, M., & Ruiz, G. (2010). Recreational boats as potential vectors of marine organisms at an invasion hotspot. *Aquatic Biology*, 11: 179–191.
- Derungs, J., (2016). Identificação das espécies de briozoários não indígenas da costa portuguesa.
- Dyrynda, P., Fairall, V., Occhipinti Ambrogi, A., & d'Hondt, J. (2000). The distribution, origins and taxonomy of *Tricellaria inopinata* d'Hondt and Occhipinti Ambrogi, 1985, an invasive bryozoan new to the Atlantic. *Journal of Natural History*, 34: 1993–2006.

- Farrell, P. & Fletcher, R. (2006). An investigation of dispersal of the introduced brown alga *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar and its competition with some species on the man-made structures of Torquay Marina (Devon, UK). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 334: 236–243.
- Floerl, O. (2002). Intracoastal spread of fouling organisms by recreational vessel. Tese de Doutoramento. James Cook University, Townsville, Austrália.
- Floerl, O. & Inglis, G. (2003). Boat harbour design can exacerbate hull fouling. *Austral Ecology*, 28: 116–127.
- Floerl, O. & Inglis, G. J. (2005). Starting the invasion pathway: the interaction between source populations and human transport vectors. *Biological Invasions*, 7: 589–606.
- Gallagher, M., Davenport, J., Gregory, S., McAllen, R., & O’Riordan, R. (2015). The invasive barnacle species, *Austrominius modestus*: its status and competition with indigenous barnacles on the Isle of Cumbrae, Scotland. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 152: 134–141.
- Glasby, T. (1999). Differences between subtidal epibiota on pier pilings and rocky reefs at marinas in Sydney, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 48: 281–290.
- Glasby, T. (2001). Development of sessile marine assemblages on fixed versus moving substrata. *Marine Ecology Progress Series*, 215: 37–47.
- Glasby, T. & Connell, S. (2001). Orientation and position of substrata have large effects on epibiotic assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 214: 127–135.
- Glasby, T., Connell, S., Holloway, M., & Hewitt, C. (2007). Nonindigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions? *Marine biology*, 151: 887–895.
- Henriques, F., Guerra, M., & Gaudêncio, M. (2016). Identificação das espécies de crustáceos não indígenas da costa portuguesa.
- Kerckhof, F., Haelters, J., & Gollasch, S. (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. *Aquatic Invasions*, 2: 243–257.
- Lambert, C. & Lambert, G. (1998). Non-indigenous ascidians in southern California harbors and marinas. *Marine Biology*, 130: 675–688.
- Lambert, C. & Lambert, G. (2003). Persistence and differential distribution of nonindigenous ascidians in harbors of the Southern California Bight. *Marine Ecology Progress Series*, 259: 145–161.
- Levin, L. (2006). Recent progress in understanding larval dispersal: new directions and digressions. *Integrative and Comparative Biology*, 46: 282–297.
- Lipkin, Y. & Safriel, U. (1971). Intertidal zonation on rocky shores at Mikhmoret (Mediterranean, Israel). *The Journal of Ecology*, 59: 1–30.
- McQuaid, C. & Arenas, F. (2009). Biological invasions: insights from marine benthic communities. In M. Wahl (ed.). *Marine Hard Bottom Communities: Patterns, Dynamics, Diversity and Changes*, 309–320. Springer, Berlim, Alemanha.

- Minchin, D., Floerl, O., Savini, D., & Occhipinti-Ambrogi, A. (2006). Small craft and the spread of exotic species. In: J. Davenport & J.L. Davenport (eds). *The ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment*, 10, 99–118. Springer, Dordrecht, Países Baixos.
- Mineur, F., Cook, E., Minchin, D., Bohn, K., MacLeod, A., & Maggs, C. (2012). Changing coasts: Marine aliens and artificial structures. *Oceanography and marine biology: An Annual Review*, 50, 189–233.
- Murray, C., Pakhomov, E., & Therriault, T. (2011). Recreational boating: a large unregulated vector transporting marine invasive species. *Diversity and Distributions*, 17: 1161–1172.
- Myers, J., Simberloff, D., Kuris, A., & Carey, J. (2000). Eradication revisited: dealing with exotic species. *Trends in ecology & evolution*, 15: 316–320.
- Naranjo, S., Carballo, J., & Garcia-Gómez, J. (1996). Effects of environmental stress on ascidian populations in Algeciras Bay (southern Spain). Possible marine bioindicators? *Marine Ecology Progress Series*, 144: 119–131.
- Occhipinti Ambrogi, A. & d'Hondt, J. (1994). The invasion ecology of *Tricellaria inopinata* into the lagoon of Venice: morphological notes on larva and ancestrula. *Biology and Palaeobiology of Bryozoans*, 139–144. PJ Hayward, JS Ryland & Taylor PD (eds).
- Ojaveer, H. & Kotta, J. (2015). Ecosystem impacts of the widespread non-indigenous species in the Baltic Sea: literature survey evidences major limitations in knowledge. *Hydrobiologia*, 750: 171–185.
- O'Riordan, R., Culloty, S., Davenport, J., & McAllen, R. (2009). Increases in the abundance of the invasive barnacle *Austrominius modestus* on the Isle of Cumbrae, Scotland. *Marine Biodiversity Records*, 2: E91.
- Paulay, G., Kirkendale, L., Lambert, G., & Meyer, C. (2002). Anthropogenic biotic interchange in a coral reef ecosystem: a case study from Guam. *Pacific Science*, 56: 403–422.
- Pergl, J., Müllerová, J., Perglová, I., Herben, T., & Pyšek, P. (2011). The role of long-distance seed dispersal in the local population dynamics of an invasive plant species. *Diversity and Distributions*, 17: 725–738.
- Piola, R. & Johnston, E. (2006). Differential tolerance to metals among populations of the introduced bryozoan *Bugula neritina*. *Marine Biology*, 148: 997–1010.
- Prato, E., Parlapiano, I., & Biandolino, F. (2013). Seasonal fluctuations of some biological traits of the invader *Caprella scaura* (Crustacea: Amphipoda: Caprellidae) in the Mar Piccolo of Taranto (Ionian Sea, southern Italy). *Scientia Marina*, 77: 169–178.
- Projecto-Garcia, J., Cabral, H., & Schubart, C. (2010). High regional differentiation in a North American crab species throughout its native range and invaded European waters: a phylogeographic analysis *Biological Invasions*, 12: 253–263.
- Rius, M., Pineda, M., & Turon, X. (2009). Population dynamics and life cycle of the introduced ascidian *Microcosmus squamiger* in the Mediterranean Sea. *Biological Invasions*, 11: 2181–2194.
- Roberts, C. (1997). Connectivity and management of Caribbean coral reefs. *Science*, 278: 1454–1457.
- Ros, M., Guerra-Garcia, J., Navarro-Barranco, C., Cabezas, M., & Vázquez-Luis, M. (2014). The spreading of the non-native caprellid (Crustacea: Amphipoda) *Caprella scaura* Templeton,

- 1836 into southern Europe and northern Africa: a complicated taxonomic history. *Mediterranean Marine Science*, 15: 145–155.
- Ros, M., Vázquez-Luis, M., & Guerra-García, J. (2013). The role of marinas and recreational boating in the occurrence and distribution of exotic caprellids (Crustacea: Amphipoda) in the Western Mediterranean: Mallorca Island as a case study. *Journal of Sea Research*, 83: 94–103.
- Ruiz, G. M., Carlton, J. T., Grosholz, E. D., & Hines, A. H. (1997). Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent and consequences. *American Zoologist*, 37: 621–632.
- Ryland, J., Bishop, J., Blauwe, H., Nagar, A., Minchin, D., Wood, C., & Yunnice, A. (2011). Alien species of *Bugula* (Bryozoa) along the Atlantic coasts of Europe. *Aquatic Invasions*, 6: 17–31.
- Schulz, M. & Alexander, C. (2001). Aggressive behaviour of *Caprella scaura* typica mayer, 1890.(crustacea: Amphipoda). *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 34: 181–187.
- Shanks, A. (2009). Pelagic larval duration and dispersal distance revisited. *The Biological bulletin*, 216:373–385.
- Shkedy, Y., Fernandez, D., Teague, C., Vesecky, J., & Roughgarden, J. (1995). Detecting upwelling along the central coast of California during an El niño year using HF-radar. *Continental Shelf Research*, 15: 803–814.
- Thiyagarajan, V., Harder, T., & Qian, P.-Y. (2003). Combined effects of temperature and salinity on larval development and attachment of the subtidal barnacle *Balanus trigonus* Darwin. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 287: 223–236.
- Torres, P., Costa, A., & Dionísio, M. (2011). New alien barnacles in the Azores and some remarks on the invasive potential of Balanidae. *Helgoland Marine Research*, 66: 513–522.
- Utinomi, H. (1960). On the world-wide dispersal of a Hawaiian barnacle, *Balanus amphitrite* hawaiiensis Broch. *Pacific Science*, 14: 43–50.

Capítulo 4

Considerações Finais

As espécies não indígenas estão fortemente associadas a impactos no ambiente e socioeconomia, causando a perda de biodiversidade, e, como tal, é necessário, aprofundar os conhecimentos nesta temática. Este trabalho deu um contributo pioneiro para a investigação das ENI de invertebrados incrustantes em Portugal, na medida em que providenciou informações importantes acerca da presença destas espécies nas marinas de recreio ao longo do gradiente halino do estuário do Tejo, caracterizando as comunidades de exóticas de invertebrados incrustantes presentes, os seus padrões de distribuição e relação com alguns fatores importantes, tais como a distância à foz e a terminais portuários e a dimensão da marina, bem como a capacidade destas ENI se dispersarem para as áreas limítrofes às marinas de recreio.

As marinas de recreio constituem locais primordiais para o estudo de ENI devido *i)* à sua exposição e proximidade a diversos vetores de introdução (águas de lastro, incrustação, entre outros); *ii)* à sua facilidade de acesso/amostragem; e *iii)* constituírem primeiros pontos de entrada de ENI e, posteriormente, funcionarem como *stepping stones* para os habitats naturais. Por estes motivos, também deveriam ser alvo de medidas específicas, de forma a evitar potenciais impactos que possam advir da introdução destas espécies nos ecossistemas. Para que possam ser tomadas medidas de prevenção/mitigação é necessário existir uma melhor compreensão desta problemática, o que torna este tema muito atual e com bastante relevância.

No âmbito deste trabalho foram identificados os seus padrões de distribuição e abundância das comunidades incrustantes das marinas de recreio localizadas ao longo do gradiente estuarino do Tejo, incluindo espécies nativas e ENI de invertebrados incrustantes. A distribuição espacial das espécies identificadas demonstrou que as ENI são bastante mais tolerantes aos gradientes ambientais identificados ao longo do estuário do Tejo do que as espécies nativas, visto que as últimas apresentaram comunidades mais heterogêneas e com uma zonação visível. Apesar da sua maior tolerância a gradientes ambientais, foi detetada uma maior incidência de ENI em locais com salinidade mais elevada e com maior proximidade a terminais portuários. Constatou-se, ainda, que as ENI são menos seletivas em termos de habitat, uma vez que aparecem ao longo de todo o estuário do Tejo até determinada salinidade (neste estudo delimitado por Vila Franca de Xira).

O facto de as ENI serem mais tolerantes aos gradientes ambientais e menos seletivas em relação ao tipo de habitats realça a necessidade de investir em medidas de prevenção da introdução destas espécies, uma vez que sugere uma melhor capacidade de adaptação ao meio, o que, possivelmente, lhes confere uma vantagem competitiva face às espécies nativas.

O risco ecológico é maior quando as ENI têm capacidade de dispersar a partir dos locais de introdução, ao invés de permanecerem circunscritas às marinas de recreio, tal como observado, no âmbito do presente estudo, para invertebrados incrustantes. A avaliação comparativa entre as comunidades presentes dentro e fora das marinas de recreio, para perceber os padrões de dispersão. Permitiu ainda verificar que, apesar de existir uma maior prevalência de ENI dentro das marinas, ocorre dispersão secundária de grande parte delas. Esta dispersão secundária foi superior na zona intermédia do estuário, sugerindo que a menor disponibilidade de nichos ecológicos em locais com salinidades mais elevadas reduz o risco de ocorrência deste fenómeno.

Os resultados obtidos neste trabalho permitiram perceber que, por um lado, as zonas com salinidade mais elevada foram mais suscetíveis a introduções e, apresentaram menor risco de dispersão secundária. Em oposição, as zonas intermédias do estuário apresentaram menor risco de introdução de ENI, mas a taxa de sucesso de dispersão secundária foi superior, sugerindo que os impactos ecológicos nestas zonas poderão ser superiores.

Este tipo de avaliação das comunidades de ENI presentes nas marinas bem como, a da sua capacidade de dispersão a partir das mesmas, tem vindo a ganhar expressão como consequência do aumento de infraestruturas costeiras, nomeadamente as marinas de recreio, mas também como fruto do aumento da consciencialização para a problemáticas das ENI e respetivos impactos ecológicos. Dada a dificuldade de erradicação destas espécies após o seu estabelecimento e, tendo em conta que estas são consideradas uma das principais ameaças à biodiversidade, existe uma crescente necessidade de adotar medidas de mitigação e prevenção para esta problemática. Os resultados obtidos com este trabalho, onde ficaram a ser conhecidos alguns dos fatores que contribuem para o sucesso do estabelecimento e colonização destas espécies, podem, no futuro, permitir o desenvolvimento e aplicação de algumas medidas preventivas, tais como:

- a localização de novas marinas de recreio deverá ter em conta o risco de colonização e dispersão de ENI, tendo em conta que há menor colonização por estas espécies em áreas de baixa salinidade e que a sua dispersão parece ter maior sucesso quando as áreas limítrofes estão artificializadas do que quando consistem em substratos rochosos naturais;
- a limpeza dos cascos das embarcações deve ser feita obrigatoriamente com utilização de docas secas e os resíduos resultantes dessa limpeza não deverão ser drenados para o sistema aquático, como forma de minimizar a introdução e dispersão de novas espécies nas/a partir das marinas de recreio;
- obrigatoriedade da limpeza dos cascos específica, de acordo com o tipo de tinta anti-vegetativa usada, com maior frequência;
- a implementação de mecanismos de alerta precoces para o aparecimento destas espécies nas marinas de recreio com consequente minimização da sua dispersão. Por exemplo, a maior consciencialização e participação ativa dos utilizadores das marinas para prevenir práticas de risco e facilitar esta deteção;
- a monitorização continuada das comunidades de ENI presentes nas marinas e zonas adjacentes, bem como das comunidades nativas associadas, para que possam ser adotadas (ou modificadas) medidas de gestão adequadas, face às condições encontradas.

De destacar ainda que, durante o desenvolvimento deste trabalho, foram realizadas duas ações integradas no programa Ciência Viva, nas marinas do Parque das Nações (www.cienciaviva.pt/veraocv/comum/2017/atividadeshoje.asp?acao=showacao&id_accao=6814) e de Alcântara (www.cienciaviva.pt/veraocv/comum/2017/atividadeshoje.asp?acao=showacao&id_accao=6815), que registaram, não só uma enorme adesão por parte do público, como também um crescente interesse por parte das marinas de recreio onde foram realizadas, enfatizando, não só o desconhecimento de muitas delas face a esta problemática, mas também a sensibilização para o problema após o seu reconhecimento.

Referências Bibliográficas

- Amat, J. & Tempera, F. (2009). *Zoobotryon verticillatum* della chiaje, 1822 (bryozoa), a new occurrence in the archipelago of the azores (north-eastern atlantic). *Marine Pollution Bulletin*, 58: 761–764.
- Antunes Dias, A. & Marques, J. M. S. (1999). Estuário do Tejo: O seu valor e um pouco da sua história. Reserva Natural do Estuário do Tejo, Alcochete.
- Bax, N., Hayes, K., Marshall, A., Parry, D., & Thresher, R. (2002). Man-made marinas as sheltered islands for alien marine organisms: establishment and eradication of an alien invasive marine species. In CR Veitch & MN Clout (eds). *Turning the tide: the eradication of invasive species*, 26–39. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, Reino Unido.
- Bax, N., Williamson, A., Agüero, M., Gonzalez, E., & Geeves, W. (2003). Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity. *Marine policy*, 27(4): 313–323.
- Bulleri, F. & Airoldi, L. (2005). Artificial marine structures facilitate the spread of a nonindigenous green alga, *Codium fragile* ssp. *tomentosoides*, in the north Adriatic Sea. *Journal of Applied Ecology*, 42: 1063–1072.
- Cabral, H. & Costa, M. (1999). On the occurrence of the chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis*, in portugal. *Crustaceana*, 72: 55–58.
- Carlton, J. T. (1996). Pattern, process, and prediction in marine invasion ecology. *Biological conservation*, 78: 97–106.
- Carlton, J. & Hodder, J. (1995). Biogeography and dispersal of coastal marine organisms: experimental studies on a replica of a 16th Century sailing vessel. *Marine Biology*, 121: 721–730.
- Carvalho, F. (2017). Estado atual da população de amêijoja-japonesa (*Ruditapes philippinarum*) do estuário do Tejo e impactes da sua introdução. Dissertação de Mestrado. Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Chainho, P., Fernandes, A., Amorim, A., Avila, S. P., Canning-Clode, J., Castro, J. J., Costa, A. C., Costa, J. L., Cruz, T., Gollasch, S., Grazziotin-Soares, S., Melo, R., Micael, J., Parente, M., Semedo, J., Silva, T., Sobral, D., Sousa, M., Torres, P., Veloso, V., & Costa, M. (2015). Non-indigenous species in Portuguese coastal areas, coastal lagoons, estuaries and islands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 167: 199–211.
- Costa, M. J. (1999). O estuário do Tejo. Livros Cotovia. Cowen, R. & Sponaugle, S. (2009). Larval dispersal and marine population connectivity. *Annual Review of Marine Science*, 1: 443–466.
- Darbyson, E., Locke, A., Hanson, J. M., & Willison, J. M. (2009). Marine boating habits and the potential for spread of invasive species in the Gulf of St Lawrence. *Aquatic Invasions*, 4: 87–94.
- Davidson, I., Zabin, C., Chang, A., Brown, C. W., Sytsma, M., & Ruiz, G. (2010). Recreational boats as potential vectors of marine organisms at an invasion hotspot. *Aquatic Biology*, 11: 179–191.
- Davis, M. A. (2003). Biotic globalization: does competition from introduced species threaten biodiversity? *Bioscience*, 53: 481–489.
- Dukes, J. S. & Mooney, H. A. (1999). Does global change increase the success of biological invaders? *Trends in Ecology & Evolution*, 14: 135–139.

- Essink, K. & Dekker, R. (2002). General patterns in invasion ecology tested in the Dutch Wadden Sea: the case of a brackish-marine polychaetous worm. *Biological invasions*, 4: 359–368.
- FAO, (1998). Database on introductions of aquatic species (DIAS): the web site. Acessível online: <http://www.fao.org/docrep/005/x1227e/X1227e20.htm>, (acedida em 14/08/2017).
- Farrapeira, C., Melo, A., Barbosa, D., & Silva, K. (2007). Ship hull fouling in the port of Recife, Pernambuco. *Brazilian Journal of Oceanography*, 55: 207–221.
- Floerl, O. & Inglis, G. J. (2005). Starting the invasion pathway: the interaction between source populations and human transport vectors. *Biological Invasions*, 7: 589–606.
- Floerl, O., Inglis, G. J., & Hayden, B. J. (2005). A risk-based predictive tool to prevent accidental introductions of nonindigenous marine species. *Environmental Management*, 35: 765–778.
- ICES, (2017). Interim Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO), 13-15 March 2017, Woods Hole, USA. ICES CM 2017/SSGEPI:09. 139 pp.
- Johnson, L. E., Ricciardi, A., & Carlton, J. T. (2001). Overland dispersal of aquatic invasive species: a risk assessment of transient recreational boats. *Ecological applications*, 11: 1789–1799.
- Levine, J. M. & D’Antonio, C. M. (2003). Forecasting biological invasions with increasing international trade. *Conservation Biology*, 17: 322–326.
- Locke, A., Hanson, J. M., Ellis, K. M., Thompson, J., & Rochette, R. (2007). Invasion of the southern Gulf of St. Lawrence by the clubbed tunicate (*Styela clava* herdman): Potential mechanisms for invasions of Prince Edward Island estuaries. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 342:69–77.
- Lockwood, J. L., Cassey, P., & Blackburn, T. (2005). The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 20: 223–228.
- Lord, J. P., Calini, J. M., & Whitlatch, R. B. (2015). Influence of seawater temperature and shipping on the spread and establishment of marine fouling species. *Marine biology*, 162: 2481–2492.
- Minchin, D. & Rosenthal, H. (2002). Exotics for stocking and aquaculture, making correct decisions. In E. Leppäkoski, S. Gollasch & S. Olenin (eds.). *Invasive Aquatic Species of Europe: distribution, impacts and management*, 206–215. Springer, Dordrecht, Países Baixos.
- Minchin, D., Floerl, O., Savini, D., & Occhipinti-Ambrogi, A. (2006). Small craft and the spread of exotic species. In: J. Davenport & J.L. Davenport (eds). *The ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment*, 10, 99–118. Springer, Dordrecht, Países Baixos.
- Murray, C. C., Therriault, T.W., & Martone, P. T. (2012). Adapted for invasion? Comparing attachment, drag and dislodgment of native and nonindigenous hull fouling species. *Biological Invasions*, 14: 1651–1663.
- Occhipinti-Ambrogi, A. & Galil, B. S. (2004). A uniform terminology on bioinvasions: a chimera or an operative tool? *Marine Pollution Bulletin*, 49: 688–694.
- Parker, I. M., Simberloff, D., Lonsdale, W., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P., Williamson, M., Von Holle, B., Moyle, P., Byers, J., & Goldwasser, L. (1999). Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions*, 1: 3–19.
- Rahel, F. J. (2007). Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it’s a small world after all. *Freshwater biology*, 52: 696–710.

- Ribera, M. A. & Boudouresque, C.-F. (1995). Introduced marine plants, with special reference to macroalgae: mechanisms and impact. *Progress in Phycological Research*, 11: 187–268.
- Ricklefs, R. E. & Schluter, D. (1993). Species diversity: regional and historical influences. *Species diversity in ecological communities*, 350: 363. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, EUA.
- Ruiz, G. M., Carlton, J. T., Grosholz, E. D., & Hines, A. H. (1997). Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent and consequences. *American Zoologist*, 37: 621–632.
- Shucksmith, R. J. & Shelmerdine, R. L. (2015). A risk based approach to non-native species management and biosecurity planning. *Marine Policy*, 59: 32–43.
- Sousa, R., Gutierrez, J., & Aldridge, D. (2009). Non-indigenous invasive bivalves as ecosystem engineers. *Biological invasions*, 11: 2367–2385.
- Streftaris, N., Zenetos, A., & Papathanassiou, E. (2005). Globalisation in marine ecosystems: The story of non-indigenous marine species across European seas. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 43, 419–453.
- Vandekerkhove, J., Cardoso, A. C., & Boon, P. J. (2013). Is there a need for a more explicit accounting of invasive alien species under the Water Framework Directive? *Management of Biological Invasions*, 4: 25–36.
- Vaz-Pinto, F., Torrontegi, O., Prestes, A., Alvaro, N., Neto, A., & Martins, G. (2014). Invasion success and development of benthic assemblages: effect of timing, duration of submersion and substrate type. *Marine Environmental Research*, 94: 72–79.
- Williamson, M. (1996). Biological Invasions. Population and Community *Biology Series*, 15. Springer Netherlands, Dordrecht, Países Baixos.
- Zabin, C. J., Ashton, G. V., Brown, C.W., Davidson, I. C., Sytsma, M. D., & Ruiz, G. M. (2014). Small boats provide connectivity for nonindigenous marine species between a highly invaded international port and nearby coastal harbors. *Management of Biological Invasions*, 5: 97–112.

Anexos

Anexo I - Lista de espécies da comunidade de invertebrados incrustantes encontrados nas marinas de Oeiras (O), Alcântara (A), Parque das Nações (PN) e Vila Franca de Xira (VFX).

<i>Taxa</i>	Classificação	O	A	PN	VFX
Porifera					
Porifera n.i.	-	-	-	X	-
Porifera sp. 1	-	X	X	-	-
Porifera sp. 2	-	X	X	-	-
Cnidaria					
Actiniaria n.i.	-	X	-	X	-
Platyhelminthes					
Platyhelminthes n.i.	-	-	X	-	-
Nemertea					
Nemertea n.i.	-	-	X	-	-
Sipuncula					
<i>Golfingia muricaudata</i>	Nativa	-	X	-	-
Bryozoa					
<i>Botryllus sp.</i>	-	X	-	-	-
Bryozoa sp. 1	-	X	-	-	-
Bryozoa sp. 2	-	X	-	-	-
<i>Bugula neritina</i>	ENI	X	X	X	-
<i>Conopeum reticulum</i>	Nativa	-	X	-	-
<i>Conopeum seurati</i>	Nativa	-	-	X	-
<i>Cryptosula pallasiana</i>	Nativa	-	X	X	-
<i>Nolella sp.</i>	-	-	-	X	-
<i>Tricellaria inopinata</i>	ENI	X	X	-	-
<i>Watersipora subtorquata</i>	ENI	X	X	X	-
Mollusca					
<i>Acanthochitona crinita</i>	Nativa	X	X	-	-
<i>Aplysia sp.</i>	-	-	X	-	-
<i>Bivalvia n.i.</i>	-	X	-	-	-
<i>Chaetopleura angulata</i>	ENI	-	X	-	-
<i>Doris verrucosa</i>	Nativa	-	X	-	-
<i>Magallana gigas</i>	ENI	X	X	X	-
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Nativa	X	X	X	-
<i>Nodipecten sp.</i>	-	X	X	-	-
<i>Patella depressa</i>	Nativa	X	X	-	-
<i>Patella vulgata</i>	Nativa	X	-	-	-
<i>Pholadidae n.i.</i>	-	X	-	-	-
<i>Siphonaria sp.</i>	-	X	-	-	-
Annelida					
<i>Eteone flava</i>	Nativa	X	-	-	-
<i>Harmothoe impar</i>	Nativa	-	X	-	-
Lumbrineridae n.i.	-	X	X	-	-
<i>Marphysa sanguinea</i>	Nativa	-	X	-	-
Nereididae n.i.	-	-	X	-	-
<i>Nereis zonata</i>	Nativa	X	-	-	-

<i>Oxydromus flexuosus</i>	Nativa	X	-	-	-
<i>Perinereis cultrifera</i>	Nativa	X	-	-	-
Phyllodocidae n.i.	Nativa	X	X	-	-
<i>Platynereis dumerili</i>	Nativa	-	X	-	-
<i>Sabellaria sp.</i>	-	-	X	-	-
Sabellidae n.i.	-	-	X	-	-
Serpulidae	-	X	X	-	-
<i>Sphaerosyllis bulbosa</i>	Nativa	X	-	-	-
Spionidae n.i.	-	-	X	-	-
<i>Spirobranchus lamarcki</i>	Nativa	X	-	X	-
<i>Syllis gracilis</i>	Nativa	X	-	-	-
<i>Syllis sp.</i>	-	X	X	-	-
Terebellidae n.i.	-	-	X	-	-
Terebellomorpha n.i.	-	-	X	-	-
Arthropoda					
<i>Amphibalanus amphitrite</i>	ENI	X	X	-	-
<i>Amphibalanus improvisus</i>	Criptogénica	X	X	X	X
<i>Ampithoe riedli</i>	Nativa	-	-	X	-
<i>Apherusa jurinei</i>	Nativa	-	-	-	X
<i>Apohyale prevostii</i>	Nativa	-	-	X	-
<i>Austrominius modestus</i>	ENI	X	X	X	-
Balanidae n.i.	-	-	X	-	-
<i>Balanus trigonus</i>	ENI	X	X	-	-
<i>Carcinus maenas</i>	Nativa	-	-	X	-
Chironomidae n.i.	-	X	X	X	X
<i>Corophium orientale</i>	Criptogénica	-	-	-	X
<i>Cyathura carinata</i>	Nativa	X	X	X	-
Decapoda n.i.	-	-	X	-	X
<i>Gammarus subtypicus</i>	Nativa	-	-	-	X
<i>Harpinia pectinata</i>	Nativa	X	-	-	-
<i>Lekanesphaera hookeri</i>	Nativa	-	-	X	-
<i>Leptocheirus sp.</i>	-	X	-	-	-
Leucothoidae n.i.	-	-	-	X	-
<i>Ligia oceanica</i>	Nativa	X	X	X	-
<i>Monocorophium acherusicum</i>	Nativa	X	X	X	-
<i>Orchestia gammarellus</i>	Nativa	-	-	X	-
<i>Palaemon elegans</i>	Nativa	X	X	X	-
<i>Palaemon longirostris</i>	Nativa	X	-	X	-
<i>Palaemon macrodactylus</i>	ENI	-	-	X	-
<i>Palaemon serratus</i>	Nativa	-	-	X	-
<i>Pilumnus hirtellus</i>	Nativa	X	-	-	-
<i>Pilumnus sp.</i>	-	-	X	-	-
<i>Pinnotheres pisum</i>	Nativa	X	X	-	-
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	ENI	X	-	-	-
<i>Tanais dulongi</i>	Nativa	X	X	-	-
Echinodermata					

Holothuria sp.	-	-	X	-	-
Ophiuridae n.i.	-	X	-	-	-
Chordata					
<i>Actinopterygii n.i.</i>	-	X	-	-	-
<i>Ascidella aspersa</i>	Criptogénica	-	X	-	-
<i>Corella eumyota</i>	ENI	-	X	-	-
<i>Microcosmus squamiger</i>	ENI	X	X	-	-
<i>Molgula manhattensis</i>	ENI	-	X	X	-
<i>Styela clava</i>	ENI	-	X	-	-
<i>Styela plicata</i>	ENI	X	X	-	-
Tunicado sp. 1	-	-	-	X	-
Tunicado sp. 2	-	X	-	-	-
Tunicado sp. 3	-	-	X	-	-

Anexo II – Factores ambientais registados nas marinas de Alcântara, Oeiras, Parque das Nações e Vila Franca de Xira

	Data	Estação	Hidrodi- namismo	Exposição solar	Substrato	Temperatura (°C)	Salinidade
Oeiras							
	15/04/2016	O15	A	S	Betão	14,6	34,47
	15/04/2016	O20	A	O	PVC	14,59	34,62
	15/04/2016	O22	A	O	PVC	14,63	34,6
	15/04/2016	O23	A	E	PVC	14,6	34,81
	15/04/2016	O27	A	N	Betão	14,6	34,82
	15/04/2016	O31	A	S	Betão	14,53	35,12
	15/04/2016	O33	A	O	PVC	14,61	34,57
	15/04/2016	O36	A	O	Betão	14,57	34,82
	15/04/2016	O37	A	S	Betão	14,6	34,81
	15/04/2016	O43	A	N	Betão	14,64	34,57
	15/04/2016	O44	A	E	PVC	14,54	34,83
	15/04/2016	O19	B	O	PVC	14,79	33,44
	15/04/2016	O21	B	S	PVC	14,81	33,47
	15/04/2016	O28	B	E	Betão	14,84	33,33
	15/04/2016	O29	B	S	Betão	14,89	33,42
	15/04/2016	O32	B	N	Betão	14,80	33,48
	15/04/2016	O35	B	O	Betão	14,87	33,44
	15/04/2016	O38	B	E	Betão	14,79	33,44
	15/04/2016	O41	B	N	PVC	14,94	33,40
	15/04/2016	O42	B	N	Betão	14,81	33,46
	15/04/2016	O45	B	O	Betão	14,90	33,43
	15/04/2016	O9	B	E	Betão	14,89	33,41
	15/04/2016	OA	B	S	PVC	14,85	33,43
Alcântara							
	21/03/2016	Al16	A	E	Betão	15,28	26,17

	21/03/2016	Al23	A	N	PVC	15,31	26,10
	21/03/2016	Al27	A	O	Betão	15,29	26,80
	21/03/2016	Al28	A	N	Betão	14,85	26,19
	21/03/2016	Al31	A	O	Betão	15,59	26,57
	21/03/2016	Al32	A	O	Betão	15,33	26,75
	21/03/2016	Al33	A	N	Betão	15,54	25,28
	21/03/2016	Al36	A	E	Betão	15,24	26,52
	21/03/2016	Al37	A	E	Betão	15,08	26,92
	21/03/2016	Al41	A	S	Betão	15,70	25,53
	21/03/2016	Al43	A	S	Betão	15,47	26,22
	21/03/2016	Al45	A	S	PVC	15,08	26,93
	21/03/2016	Al19	B	E	Betão	15,01	28,67
	21/03/2016	Al20	B	S	Betão	15,1	28,64
	21/03/2016	Al21	B	N	Betão	15,33	28,61
	21/03/2016	Al22	B	N	Betão	14,94	28,63
	21/03/2016	Al24	B	O	Betão	14,93	28,64
	21/03/2016	Al26	B	O	Betão	14,75	28,66
	21/03/2016	Al29	B	S	Betão	14,67	28,68
	21/03/2016	Al35	B	S	Betão	14,9	28,6
	21/03/2016	Al38	B	E	Betão	14,88	28,63
	21/03/2016	Al44	B	E	Betão	14,9	28,61
	21/03/2016	Al9	B	N	Betão	14,75	28,73
Parque das Nações							
	16/06/2016	PN13	A	N	PVC	19,15	28,89
	16/06/2016	PN15	A	S	Betão	17,74	31,65
	16/06/2016	PN16	A	O	Betão	19,66	28,43
	16/06/2016	PN21	A	E	Betão	19,24	28,81
	16/06/2016	PN26	A	O	PVC	19,34	28,81
	16/06/2016	PN27	A	N	Betão	17,8	31,65
	16/06/2016	PN28	A	E	Betão	19,64	28,45
	16/06/2016	PN31	A	S	Betão	19,46	28,54
	16/06/2016	PN33	A	E	Betão	19,26	28,92
	16/06/2016	PN36	A	O	Betão	19,07	28,92
	16/06/2016	PN5	A	N	PVC	19,68	28,32
	16/06/2016	PN7	A	S	PVC	19,23	28,67
	16/06/2016	PN1	B	E	PVC	19,83	26,96
	16/06/2016	PN18	B	S	Betão	19,53	26,68
	16/06/2016	PN2	B	S	Betão	19,87	27,00
	16/06/2016	PN22	B	E	Betão	19,65	24,97
	16/06/2016	PN24	B	S	Betão	20,14	26,57
	16/06/2016	PN3	B	E	Betão	20,37	24,78
	16/06/2016	PN38	B	N	Betão	20,06	26,79
	16/06/2016	PN4	B	N	Betão	20,20	26,58
	16/06/2016	PN42	B	O	Betão	19,91	25,50
	16/06/2016	PN43	B	N	Betão	19,76	27,06

	16/06/2016	PN45	B	O	Betão	18,30	26,15
	16/06/2016	PN9	B	O	Betão	19,92	24,53
Vila Franca de Xira							
	11/10/2016	VFX1	A	O	PVC	19,65	9,26
	11/10/2016	VFX16	A	E	PVC	19,68	9,02
	11/10/2016	VFX24	A	S	Betão	19,65	8,95
	11/10/2016	VFX27	A	N	Betão	19,41	9,11
	11/10/2016	VFX3	A	S	Betão	19,4	9,01
	11/10/2016	VFX31	A	O	Betão	19,67	8,7
	11/10/2016	VFX36	A	N	Betão	19,65	9,21
	11/10/2016	VFX44	A	E	PVC	19,6	9,11
	11/10/2016	VFX5	A	O	PVC	19,3	9,19
	11/10/2016	VFX9	A	S	Betão	19,66	9,19
	11/10/2016	VFX15	B	O	PVC	20,54	7,66
	11/10/2016	VFX42	B	O	PVC	20,13	8,02
	11/10/2016	VFX28	B	S	Betão	19,95	7,85
	11/10/2016	VFX32	B	E	PVC	20,54	7,66
	11/10/2016	VFX38	B	N	Betão	20,78	7,13
	11/10/2016	VFX45	B	N	Betão	19,99	7,83
	11/10/2016	VFX7	B	N	Betão	20,13	8,02

Anexo III – Lista de espécies da comunidade de invertebrados incrustantes encontrados nas zonas adjacentes às marinas de Oeiras (O), Alcântara (A), Parque das Nações (PN) e Vila Franca de Xira (VFX).

<i>Taxa</i>	<i>Classificação</i>	<i>O</i>	<i>A</i>	<i>PN</i>	<i>VFX</i>
Porifera		-	-	-	-
Porifera n.i.	-	-	X	X	-
Cnidaria		-	-	-	-
<i>Actiniaria n.i.</i>	-	-	X	-	-
Sipuncula		-	-	-	-
<i>Golfingia (Golfingia) muricaudata</i>	Nativa	-	X	-	-
Bryozoa		-	-	-	-
<i>Bugula neritina</i>	ENI	-	-	X	-
<i>Tricellaria inopinata</i>	ENI	X	X	X	-
<i>Watersipora subtorquata</i>	ENI	X	X	X	-
Mollusca		-	-	-	-
<i>Bittium reticulatum</i>	Nativa	X	-	-	-
<i>Chaetopleura angulata</i>	ENI	-	-	X	-
<i>Gibbula umbilicalis</i>	Nativa	X	-	-	-
<i>Hyatella arctica</i>	Nativa	-	X	-	-
<i>Mytilus edulis</i>	Nativa	X	-	-	-
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Nativa	-	X	X	-
<i>Ostrea edulis</i>	Nativa	-	X	X	-

<i>Patella depressa</i>	Nativa	X	-	-	-
<i>Tritia pygmaea</i>	Nativa	X	X	-	-
Annelida		-	-	-	-
Nereididae	-	-	X	-	-
Arthropoda		-	-	-	-
<i>Amphibalanus amphitrite</i>	ENI	-	X	X	-
<i>Amphilocus sp.</i>	-	-	-	X	-
<i>Amphithoe sp.</i>	-	-	X	-	-
<i>Austrominius modestus</i>	ENI	-	X	X	-
<i>Balanus balanus</i>	Nativa	-	X	-	-
<i>Balanus improvisus</i>	Criptogénica	-	X	X	-
<i>Balanus trigonus</i>	ENI	-	X	X	-
<i>Caprella scaura</i>	ENI	X	X	X	-
<i>Carcinus maenas</i>	Nativa	-	X	X	-
<i>Corophium orientale</i>	Criptogénica	-	-	-	X
<i>Cyathura carinata</i>	Nativa	-	X	-	-
Gammaridae	-	-	X	-	-
<i>Gammarus subtypicus</i>	Nativa	-	-	-	X
<i>Harpinia pectinata</i>	Nativa	X	-	-	-
<i>Heterotanais oerstedii</i>	Nativa	X	X	-	-
<i>Hyale pontica</i>	Nativa	-	X	-	-
<i>Jassa ocia</i>	Nativa	-	X	-	-
<i>Lekanesphaera hookeri</i>	Nativa	X	-	-	-
<i>Lekanesphaera rugicauda</i>	Nativa	-	-	-	X
<i>Leptocheirus sp.</i>	-	X	X	X	-
<i>Melita palmata</i>	Nativa	-	X	X	-
Melitidae	-	-	X	X	-
<i>Microdeutopus armatus</i>	Nativa	-	X	-	-
<i>Monocorophium acherusicum</i>	Nativa	-	X	X	-
<i>Perforatus perforatus</i>	Nativa	X	X	X	-
<i>Pilumnus sp.</i>	-	-	X	-	-
<i>Pinnotheres pisum</i>	Nativa	-	X	X	-
<i>Porcellana platycheles</i>	Nativa	-	X	-	-
<i>Tanais dulongii</i>	Nativa	-	X	-	-
<i>Chironominae</i>	-	X	-	X	X
Echinodermata		-	-	-	-
Ophiridae	-	-	X	-	-
<i>Ophiura ophiura</i>	Nativa	X	X	-	-
Chordata		-	-	-	-
<i>Microcosmus squamiger</i>	ENI	X	X	X	-

Anexo IV – Espécies não indígenas registadas nas marinas e respectivas zonas limítrofes de Oeiras, Alcântara e Parque das Nações

Local	Espécie	Marina	Limítrofe
Oeiras	<i>Amphibalanus amphitrite</i>	1	0
Oeiras	<i>Austrominius modestus</i>	1	1
Oeiras	<i>Balanus trigonus</i>	1	0
Oeiras	<i>Bugula neritina</i>	1	0
Oeiras	<i>Chaetopleura angulata</i>	0	1
Oeiras	<i>Magallana gigas</i>	1	0
Oeiras	<i>Microcosmus squamiger</i>	1	0
Oeiras	<i>Rhithropanopeus harrisii</i>	1	0
Oeiras	<i>Styela plicata</i>	1	0
Oeiras	<i>Tricellaria inopinata</i>	1	0
Oeiras	<i>Watersipora subtorquata</i>	1	1
Alcântara	<i>Amphibalanus amphitrite</i>	1	1
Alcântara	<i>Austrominius modestus</i>	1	1
Alcântara	<i>Balanus trigonus</i>	1	1
Alcântara	<i>Bugula neritina</i>	1	0
Alcântara	<i>Caprella scaura</i>	0	1
Alcântara	<i>Chaetopleura angulata</i>	1	0
Alcântara	<i>Magallana gigas</i>	1	1
Alcântara	<i>Microcosmus squamiger</i>	1	0
Alcântara	<i>Molgula manhattensis</i>	1	0
Alcântara	<i>Styela clava</i>	1	0
Alcântara	<i>Styela plicata</i>	1	1
Alcântara	<i>Tricellaria inopinata</i>	1	1
Alcântara	<i>Watersipora subtorquata</i>	1	0
Parque das Nações	<i>Amphibalanus amphitrite</i>	0	1
Parque das Nações	<i>Austrominius modestus</i>	1	1
Parque das Nações	<i>Balanus trigonus</i>	0	1
Parque das Nações	<i>Bugula neritina</i>	1	1
Parque das Nações	<i>Caprella scaura</i>	0	1
Parque das Nações	<i>Chaetopleura angulata</i>	0	1
Parque das Nações	<i>Cryptosula pallasiana</i>	1	0
Parque das Nações	<i>Magallana gigas</i>	1	0
Parque das Nações	<i>Microcosmus squamiger</i>	0	1
Parque das Nações	<i>Molgula manhattensis</i>	1	0
Parque das Nações	<i>Palaemon macrodactylus</i>	1	0
Parque das Nações	<i>Tricellaria inopinata</i>	0	1
Parque das Nações	<i>Watersipora subtorquata</i>	1	1